

Periodical Part, Report, Published Version

**Hardenbicker, Paulin; Becker, Annette; Fischer, Helmut**

## **Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen**

KLIWAS Schriftenreihe

---

Verfügbar unter/Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/105402>

Vorgeschlagene Zitierweise/Suggested citation:

Hardenbicker, Paulin; Becker, Annette; Fischer, Helmut (2014): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe, 49/2014).

[https://doi.org/10.5675/Kliwas\\_49/2014\\_5.02](https://doi.org/10.5675/Kliwas_49/2014_5.02).

### **Standardnutzungsbedingungen/Terms of Use:**

Die Dokumente in HENRY stehen unter der Creative Commons Lizenz CC BY 4.0, sofern keine abweichenden Nutzungsbedingungen getroffen wurden. Damit ist sowohl die kommerzielle Nutzung als auch das Teilen, die Weiterbearbeitung und Speicherung erlaubt. Das Verwenden und das Bearbeiten stehen unter der Bedingung der Namensnennung. Im Einzelfall kann eine restriktivere Lizenz gelten; dann gelten abweichend von den obigen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Documents in HENRY are made available under the Creative Commons License CC BY 4.0, if no other license is applicable. Under CC BY 4.0 commercial use and sharing, remixing, transforming, and building upon the material of the work is permitted. In some cases a different, more restrictive license may apply; if applicable the terms of the restrictive license will be binding.

Verwertungsrechte: Alle Rechte vorbehalten

## **KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-49/2014**

**Schlussbericht  
KLIWAS-Projekt 5.02**

**Klimabedingte Änderung des Stoff-  
haushalts und der Algenentwicklung  
in Bundeswasserstraßen**

Koblenz, im Dezember 2014





# KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-49/2014

Schlussbericht  
KLIWAS-Projekt 5.02

Klimabedingte Änderung des Stoff-  
haushalts und der Algenentwicklung  
in Bundeswasserstraßen

Autoren:

Paulin Hardenbicker  
Annette Becker  
Helmut Fischer

*Zitiervorschlag:*

HARDENBICKER, P., BECKER, A., FISCHER, H., (2014): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.02. KLIWAS-49/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas\_49/2014\_5.02  
URL: [http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas\\_49\\_2014\\_5.02.pdf](http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_49_2014_5.02.pdf)



Seite

Kapitel

## Inhaltsverzeichnis

<b>04</b>		<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b>
<b>04</b>		<b>TABELLENVERZEICHNIS</b>
<b>07</b>	<b>1</b>	<b>KURZFASSUNG</b>
<b>09</b>	<b>2</b>	<b>ZIELE</b>
<b>10</b>	<b>3</b>	<b>STAND DER FORSCHUNG</b>
<b>13</b>	<b>4</b>	<b>METHODEN</b>
<b>13</b>	<b>4.1</b>	<b>LANGZEIT DATENANALYSE UND FREILANDBEPROBUNGEN</b>
<b>13</b>	<b>4.2</b>	<b>MODELLIERUNG DER GEWÄSSERGÜTE MIT QSIM: MODELLAUFBAU UND EINGANGSDATEN IST</b>
<b>16</b>	<b>4.3</b>	<b>VALIDIERUNG DER MODELLE</b>
<b>18</b>	<b>4.4</b>	<b>KLIMAPROJEKTIONEN UND AUSWAHL DER MODELLKETTE</b>
<b>22</b>	<b>4.5</b>	<b>ERZEUGUNG VON EINGANGSDATEN FÜR DIE GEWÄSSERGÜTE- SIMULATIONEN</b>
<b>24</b>	<b>4.6</b>	<b>ZUSÄTZLICHE SIMULATIONEN DER WASSERTEMPERATUR FÜR DEN RHEIN</b>
<b>25</b>	<b>5</b>	<b>DURCHGEFÜHRTE ARBEITEN</b>
<b>29</b>	<b>6</b>	<b>VERNETZUNG DES PROJEKTES, KOOPERATIONSPARTNER</b>
<b>31</b>	<b>7</b>	<b>ERGEBNISSE</b>
<b>31</b>	<b>7.1</b>	<b>ERREICHTER METHODISCH-WISSENSCHAFTLICHER FORTSCHRITT</b>
<b>47</b>	<b>7.2</b>	<b>KERNAUSSAGEN ZU DEN ERGEBNISSEN</b>
<b>51</b>	<b>8</b>	<b>DISKUSSION UND AUSBLICK</b>
<b>55</b>	<b>9</b>	<b>DANKSAGUNG</b>
<b>56</b>	<b>10</b>	<b>LITERATUR</b>
<b>61</b>	<b>11</b>	<b>ABKÜRZUNGEN</b>

## Anhang

### Produkt-/ Publikationsliste

### Hintergrundinformationen zu den Modellsimulationen, zusätzliche Ergebnisse

Seite	Abbildung

## Abbildungsverzeichnis

14	1	RHEINMODELL AUFBAU
15	2	BERLINER GEWÄSSER MODELL
22	3	VERWENDETE AUSWERTUNGS-ZEITRÄUME
32	4	SIMULATIONSERGEBNISSE FÜR CHLOROPHYLL
33	5	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER CHLOROPHYLLKONZENTRATION
34	6	SIMULATIONSERGEBNISSE SAUERSTOFF
35	7	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES SAUERSTOFFGEHALTS
36	8	PROJIZIERTE ÄNDERUNG DER WASSERTEMPERATUR
37	9a/b	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG/ANZAHL TAGE DER WASSERTEMPERATUR
39	10	SIMULATIONSERGEBNISSE WASSERTEMPERATUR ELBE
40	11	SPANNWEITE KLIMAWANDELSIGNAL BERLIN
42	12	MITTELWERTE MODELLIRTER PARAMETER IM LÄNGSVERLAUF
43	13	MONATSMITTELWERTE FERNE ZUKUNFT
45	14	T2 BERLINER GEWÄSSER, STATION BRANDENBURG: MONATSMITTELWERTE
46	15	T2 BERLINER GEWÄSSER, STATION BRANDENBURG: WERTEVERTEILUNG
Anhang	I	VALIDIERUNGSERGEBNISSE RHEIN
Anhang	II	GEGENÜBERSTELLUNG VON MESSWERTEN UND MODELLWERTEN
Anhang	III	SIMULATIONSERGEBNISSE WASSERTEMPERATUR
Anhang	IV	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER WASSERTEMPERATUR

Seite

Tabelle

## Tabellenverzeichnis

17	1	VALIDIERUNGSERGEBNISSE RHEIN
18	2	VALIDIERUNGSERGEBNISSE BERLIN
20	3	VERWENDETE KLIMAMODELLKETTEN
21	4	FÜR MODELLGEBIET BERLIN ZUR VERFÜGUNG STEHENDE MODELLKETTEN
31	5	ÄNDERUNGEN IN DEN KLIMATOLOGISCHEN EINGANGSDATEN
32	6	ÄNDERUNGEN IN DEN EINGANGSDATEN FÜR ABFLUSS
33	7	SIMULATIONSERGEBNISSE ALLER MODELLKETTEN FÜR CHLOROPHYLL
35	8	SIMULATIONSERGEBNISSE ALLER MODELLKETTEN FÜR SAUERSTOFF
38	9	SIMULATIONSERGEBNISSE FÜR DIE LÄNGE VON PERIODEN HOHER WASSERTEMPERATUREN
Anhang	I	MODELLRÄNDER
Anhang	II	WETTERSTATIONEN
Anhang	III	PROJEKT 5.02 - KOOPERATIONEN UND AUFTRÄGE
Anhang	IV	SIMULATIONSERGEBNISSE WASSERTEMPERATUR
Anhang	V	QSIM-PARAMETEREINSTELLUNGEN RHEIN
Anhang	VI	QSIM-PARAMETEREINSTELLUNGEN ELBE
Anhang	VII	QSIM-PARAMETEREINSTELLUNGEN BERLIN



# 1 Kurzfassung

Im Rahmen des Projekts 5.02 wurden die Effekte des Klimawandels auf Stoffhaushalt und Algenentwicklung der Flüsse Rhein, Elbe und Berliner Gewässer modelliert. Zielgrößen waren Gewässergüteparameter wie Sauerstoffgehalt, Algenbiomasse und Wassertemperatur. Unter Verwendung des Gewässergütemodells QSim wurden für die ausgewählten Klimaprojektionszeiträume nahe Zukunft (2021 – 2050) und ferne Zukunft (2071 – 2100) Gewässergütesimulationen durchgeführt und die Ergebnisse mit dem Referenzzeitraum (1961 – 1990) verglichen. Für die Modellierung wurden fünf Klimamodellketten aus dem KLIWAS-Ensemble ausgewählt, welche die Bandbreite möglicher zukünftiger Abflüsse repräsentieren, um die Bandbreite der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte abzubilden. Der Kennwert niedriger Abfluss wurde als Auswahlkriterium gewählt, da insbesondere die Algenentwicklung sensitiv auf die Abflussbedingungen reagiert. Für die Simulation der Wassertemperatur des Rheins wurden die gesamten 30-jährigen Zeitreihen modelliert. Aus Gründen der Modellkapazität, der Verfügbarkeit von Referenzdaten zur Gewässergüte und sonstigen methodischen Ursachen konnten für die Modellierung der Algenbiomasse und des Sauerstoffhaushalts nicht die 30-jährigen Klimazeiträume selbst gerechnet werden, vielmehr wurden Methoden zur Übertragung des Klimasignals auf Modelljahre eines aktuelleren Vergleichszeitraums (sogenannte „Gütejahre“) entwickelt.

Die Ergebnisse zeigen:

Im Rhein verändert sich die Algenbiomasse in naher und ferner Zukunft gegenüber dem Vergleichszeitraum („Gütejahre“, 2000 und 2005 – 2008) nur geringfügig. Am Niederrhein (Rhein-km 860), wo die höchsten Werte erreicht werden und die größten Änderungen auftreten, verändern sich die Chlorophyllkonzentrationen bei heutigen Maxima von  $43 \mu\text{g L}^{-1}$  um  $-3,8$  bis  $+4,2 \mu\text{g L}^{-1}$ . Die Sauerstoffkonzentration geht in der fernen Zukunft leicht um bis zu  $-0,5 \text{ mg L}^{-1}$  zurück (Bandbreite  $+0,1 \text{ mg L}^{-1}$  bis  $-0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ), was durch eine geringere Sauerstofflöslichkeit bei höheren Wassertemperaturen bedingt ist. Kritische Sauerstoffkonzentrationen unter  $6 \text{ mg L}^{-1}$  werden aber nicht unterschritten.

Für das Ökosystem wesentlichere Änderungen können bei der Wassertemperatur festgestellt werden. Die Änderungen der Monatsmittelwerte der nahen Zukunft im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961-1990 liegen im Bereich von  $-0,2$  bis  $+1,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$  und in der fernen Zukunft im Bereich von  $+0,4$  bis  $+3,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . Auch die Jahresmittelwerte der Wassertemperatur sind im Simulationszeitraum für die ferne Zukunft deutlich höher als im Simulationszeitraum für die nahe Zukunft. In der nahen Zukunft liegt die Änderung der Wassertemperatur bei  $+0,4$  bis  $+1,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$  und in der fernen



Zukunft bei +1,9 bis +2,2 °C. Neben den Monats- und Jahresmittelwerten ändert sich die Dauer von Hitzeperioden, d.h. die Anzahl aufeinander folgender Tagen mit Wassertemperaturen über 25 °C. In der fernen Zukunft sind vier Mal länger andauernde Hitzeperioden mit Wassertemperaturen über 25 °C von bis zu 41 Tagen (im Vergleich zu 9 Tagen im Referenzzeitraum) im Rhein bei Koblenz zu beobachten (Modellkette 1, ECHAM5r3→REMO→ENS; Bandbreite 28 – 44 Tage).

An der Elbe steigt in der Modellkette 1 (ECHAM5r3→REMO→ENS) die Wassertemperatur in der fernen Zukunft um +1,5 °C gegenüber dem Referenzzeitraum.

Im Raum Berlin umfasst die Bandbreite des Klimaänderungssignals starke Abflussrückgänge bis hin zu leichten Abflusssteigerungen (Havel Ketzin -50 % bis +15 %) bei zwischen 1,3 und 2,5 °C erhöhten Wassertemperaturen. Aufgrund der bei Abflussrückgang höheren Verweilzeiten können sich höhere Algenbiomassen entwickeln (Sommer-Monatsmittelwerte des Chlorophyll *a* ferne Zukunft: +10 % bis +150 % Steigerung gegenüber Vergleichszeitraum) und durch die höheren Wassertemperaturen verringern sich die Sauerstoffkonzentrationen. Je nach betrachtetem Flussabschnitt können sich beide Effekte teilweise gegenseitig aufheben oder verstärken, je nachdem ob einerseits das Wachstum von Algen oder andererseits der Temperatureffekt dominiert.

Ein klimawandelbedingter Anstieg in der Wassertemperatur kann vielfältige Auswirkungen auf das Ökosystem im Fluss haben, z.B. höhere Wachstumsraten und mikrobielle Abbauprozesse, sowie Stimulierung der Primärproduktion (Poff et al. 2002). Es kann zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung hin zu wärmetoleranten und auch invasiven Arten kommen (Cohen & Carlton 1998), sowie zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf, bzw. geringeren Sauerstoffkonzentrationen bis hin zu limitierenden Konzentrationen, wie in dieser Studie für die Berliner Gewässer dargestellt. Da der Temperaturhaushalt von Fließgewässern nicht nur durch den Klimawandel, sondern auch durch die anthropogene Nutzung als Kühlwasser für industrielle Zwecke beeinflusst wird, müssen besonders im Hinblick auf Wärmelastpläne Maßnahmen zur Abmilderung der Auswirkungen des Klimawandels in Betracht gezogen werden.

Die aus den Klimaprojektionen resultierenden Gewässergüteszenarien werden auch verwendet, um in Planverfahren und in der Beratung der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung den zusätzlichen Einfluss des Klimawandels auf Veränderungen der Gewässergüte abzuschätzen.

## 2 Ziele

Dieses Projekt betrachtet Auswirkungen des Klimawandels in Form von Klima- und Abflussänderungen und quantifiziert und analysiert die daraus resultierenden Effekte auf Stoffhaushalt, Algendynamik und Wassertemperatur. An Rhein, Elbe und Havel wurden neue Modellgebiete mit Hilfe von QSim, dem Gewässergütemodell der BfG, aufgebaut und bestehende Prozessmodule weiterentwickelt, um spezifische Prozesse adäquat abzubilden, die durch den Klimawandel verändert werden könnten. Das hydrodynamische Modell HYDRAX ist an das aktualisierte und erweiterte Gütemodell QSim gekoppelt. Mit den gekoppelten Modellen wurden dann die Abfluss- und Klimaprojektionen zusammengeführt, um den Einfluss des Klimawandels auf die Gewässergüte zu quantifizieren.

Zum Verständnis der Zusammenhänge in frei fließenden Gewässern wurden zunächst Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons und der beeinflussenden Umweltfaktoren untersucht. Auch Prozesse in stauregulierten Gewässern sollten besser im Modell abgebildet werden können. Hierzu war es erforderlich, die Modellierung vertikaler Temperaturschichtungen weiterzuentwickeln und Flusseen im Modell zu realisieren. Untersuchungen zu Sauerstoffzehrung, Nährstoffrücklösung und Denitrifikation sowie Daten- und Literatúrauswertungen zum Wachstum von Blaualgen dienten der Weiterentwicklung der Gewässergüte-Bausteine von QSim. Außerdem wurden gezielte Laborexperimente zur Optimierung der verwendeten Modellparameter zum Phytoplanktonwachstum an der Universität Leipzig durchgeführt. Schließlich dienen die Ergebnisse zur Gewässergütemodellierung dazu, Managementoptionen zu entwickeln, um eventuellen negativen Auswirkungen des Klimawandels entgegenzusteuern. Die aus den Klimaprojektionen resultierenden Gewässergüteszenarien werden auch verwendet, um in Planverfahren und in der Beratung der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung den zusätzlichen Einfluss des Klimawandels auf Veränderungen der Gewässergüte abzuschätzen.

### 3 Stand der Forschung

#### *Klimawandel und Phytoplankton beeinflussende Faktoren in Flüssen*

Bisher wurden die Auswirkungen des Klimawandels auf das Phytoplankton und den Stoffumsatz in Flüssen nur teilweise und unvollständig beschrieben (Viney et al. 2007; Ďesortová & Punčochář 2011). Organismen des Phytoplanktons sind in vielen Oberflächengewässern wichtige Primärproduzenten und bilden die Nahrungsgrundlage für höhere trophische Ebenen. Studien über Primärproduktion sind essentiell für die Charakterisierung aquatischer Ökosysteme und für die Bestimmung des trophischen Zustandes. Für die Phytoplanktonentwicklung in Fließgewässern spielen vor allem der Abfluss, die Lichtverhältnisse und die Wassertemperatur eine große Rolle. Dabei führt hoher Abfluss in Kombination mit kürzeren Aufenthaltszeiten tendenziell zu einer schwächeren Phytoplanktonentwicklung (Reynolds 2000), während verringerter Niederschlag mit entsprechend verringertem Abfluss und längeren Aufenthaltszeiten zu einer höheren Algenbiomasse führen kann (Admiraal et al. 1994; Reynolds & Descy 1996). Bei Änderungen der klimatischen Bedingungen wie längere Verweilzeiten, höhere Wassertemperaturen und stärkere Temperaturschichtung kann es zu Veränderungen in der Struktur der Algenlebensgemeinschaft, z.B. zu einem Anstieg des Blaualgenanteils in langsam fließenden oder stehenden Gewässern kommen (Elliott et al. 2005; Viney et al. 2007; Wiedner et al. 2007). Mögliche weitere Einflussfaktoren auf das Phytoplankton in Flüssen sind, neben den abiotischen Faktoren, biotische Faktoren wie z.B. Fraßfeinde (Caraco et al. 1997; Köhler 1997; Gosselain et al. 1998).

Bereits innerhalb der letzten 100 Jahre führte die Emission von Treibhausgasen zu einer Erwärmung der Oberflächentemperatur um rund  $0,74 \pm 0,18^\circ\text{C}$ . Bis zum Jahr 2100 soll die globale mittlere Lufttemperatur um ca.  $1,4\text{--}5,8^\circ\text{C}$  ansteigen (Wigley & Raper 2001; IPCC 2007). Im Laufe des KLIWAS Forschungsprogramms ergaben sich für die unterschiedlichen Flussgebiete differenziertere Aussagen über die mögliche zukünftige Entwicklung der klimatischen Bedingungen (Nilson et al. 2014), die im Rahmen dieses Projekts genutzt wurden, um den Einfluss auf die Gewässergüte abzuschätzen (siehe Abschnitt 4.4). Eine Langzeitanalyse der Abflussentwicklung zwischen 1901 und 2000 zeigt einen Anstieg der Pardé Koeffizienten<sup>1</sup> im Winterhalbjahr im Rhein (Pardé 1947; Belz 2010). Unter der Annahme eines linear steigenden Trends gibt es im Vergleich zu 1961 – 1990 bis

---

<sup>1</sup> Quotient aus dem (langjährigen) mittleren Monatsabfluss und dem (langjährigen) mittlerem Jahresabfluss

2100 einen klimabedingten Anstieg der Lufttemperatur im Sommer um bis zu 5.5 °C (Kysely 2010). Da sich ein klimabedingter Anstieg der Lufttemperatur auf die Wassertemperatur überträgt (Langan et al. 2001; Mouthon & Daufresne 2006), ist eine Erhöhung der Wassertemperatur in frei fließenden und stauregulierten Gewässern zu erwarten.

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

Von der Wassertemperatur hängt die Geschwindigkeit chemischer und physiologischer Prozesse ab (Montagnes et al. 2003). Da sich dadurch die Wachstumsraten von Organismen beschleunigen können und der Stoffumsatz im Ökosystem gesteigert werden kann, hat die Wassertemperatur eine wesentliche Bedeutung für alle Süßwasserorganismen (Elliott 1994; Poff et al. 2002). Eine erhöhte Wassertemperatur kann wärmeliebende Organismen fördern (Cohen & Carlton 1998) und eine Ansiedlung invasiver Arten begünstigen. Änderungen in der Makroinvertebraten Gemeinschaft in der Rhône wurden auf den Klimawandel zurückgeführt (Daufresne et al. 2007). Einerseits ist die Wassertemperaturänderung also ein maßgeblicher Faktor für die Ökologie, andererseits ist sie auch von wirtschaftlicher Bedeutung, z.B. für die Nutzung als Kühlwasser, zur Bewässerung in der Landwirtschaft und für die Nutzung von Freizeit- und Erholungsgebieten (Langford 1983). Im Rhein führt die lokale Einleitung von industriell genutztem Kühlwasser zu einer zusätzlichen Erhöhung der Wassertemperatur (IKSR 2006), die bei der Betrachtung von klimabedingten Änderungen der Wassertemperatur berücksichtigt werden muss.

Im Rhein kommt seit Ende der 1980er Jahre die invasive Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* massenhaft vor (Araujo et al. 1993; Schöll 2013), die eine kritische Wassertemperatur von > 2 °C im Winter für ihr Überleben benötigt (McMahon 1983). Das im Jahr 2003 aufgrund von sehr hohen Wassertemperaturen aufgetretene Massensterben zeigt eine starke Temperatursensibilität der Muscheln auch im oberen Temperaturbereich (Schöll 2000; LfU Baden-Württemberg 2004). Parallel zum Anstieg des Vorkommens von *Corbicula fluminea* wurde seit den 90er Jahren ein Rückgang des Phytoplanktons beobachtet (Friedrich & Pohlmann 2009). Im Unterschied zum Rhein weist die Elbe höhere Planktonkonzentrationen auf. Vor allem im Frühjahr und im Sommer kommt es hier zur Ausbildung starker Algenblüten (Böhme et al. 2006). Durch den Abbau dieser hohen Algenbiomassen kann es zu starken Sauerstoffdefiziten in der Tideelbe kommen (Schöl et al. 2014).

In stauregulierten Wasserstraßen wie der Havel kommt es im Gegensatz zu frei fließenden und voll durchmischten Gewässern aufgrund der sehr viel geringeren Fließgeschwindigkeiten und höheren Verweilzeiten des Wassers (Stauhaltung Brandenburg bei MQ: 55 Tage) zu verstärkter Sedimentation. Es kann aufgrund des hohen Nährstoffstatus der Gewässer auch zu einer hohen Produktivität von Algen kommen, in deren Folge Sauerstoffdefizite und Nährstoffrücklösung aus dem Sediment auftreten können (Hillbricht-Ilkowska 1999) ebenso wie verstärkte Denitri-

fikation (Caraco & Cole 1999; Bosch & Allan 2008) und andere Veränderungen im biologischen Wirkgefüge. Dabei spielen auch Temperaturschichtungen und die davon abhängenden Stoffgradienten eine Rolle. Diese Prozesse können zu einer Verschärfung der Eutrophierung führen. Wie auch in frei fließenden Gewässern sind die saisonalen Ausprägungen der Abflussmengen ein wesentlicher Einflussfaktor für die Phytoplanktodynamik. Sie werden hier jedoch durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Abflussregulierung stark überprägt. Für die WSV sind Aussagen zur zukünftigen Verfügbarkeit von Wasser in Abhängigkeit von Änderungen der Wassermengenbewirtschaftung von großem Interesse, da sich diese im Raum Berlin deutlich auswirken (BfG 2007). Auch andere anthropogene Einflüsse, z.B. Kläranlagenausbau, Verlegung von Einleitstellen, Ausbau von Kanalstauräumen zur Verminderung von stofflicher und hydraulischer Belastung bei Niederschlagsereignissen oder geänderte Wärmelastnutzung können sich unmittelbar auf die Gewässergüte auswirken. Diese langfristigen Bewirtschaftungsmodellierungen können aber nur mit aktuellen Ergebnissen der Klimawandelforschung kombiniert eine vollständige Projektion zukünftiger Wasserverfügbarkeiten liefern.

### *Modelle*

Aufgrund der Komplexität der ökologischen Zusammenhänge und der Wechselwirkung der Einflussgrößen des Klimawandels und anthropogener Effekte auf die Gewässer stellen dynamische, mechanistische Modelle ein hilfreiches Werkzeug dar, mit dem das Prozessverständnis verbessert und mögliche zukünftige Entwicklungen aufgezeigt werden können (DeAngelis & Mooji 2003; Ellner & Guckenheimer 2006). Verschiedene Simulationsmodelle wurden beispielsweise zur Vorhersage der Entwicklung von Phytoplankton in den Flüssen Loire, Elbe und Maas verwendet (Everbecq et al. 2001; Descy et al. 2012). Das Gewässergütesimulationsmodell QSim der BfG (Kirchesch & Schöl 1999) wird für unterschiedliche Fragestellungen an Bundeswasserstraßen verwendet und durch die Anwendung auf unterschiedliche Gewässer weiterentwickelt (Schöl et al. 1999; Schöl et al. 2002; Becker et al. 2010; Quiel et al. 2011). Es wurde daher auch für die Arbeiten im Rahmen von KLIWAS genutzt.

## 4 Methoden

### 4.1 Langzeit-Datenanalyse und Freilandbeprobungen

Zur Definition des *Status quo* wurden Langzeitdatenreihen der FGG (Flussgebietsgemeinschaft) Elbe, der IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) sowie eigene Messdaten der BfG herangezogen. Diese Langzeitdatenreihen bezüglich der Gewässergüte, des Schwebstoffhaushalts und des Planktons wurden statistisch ausgewertet und auf Trends getestet (Hardenbicker et al. 2014; Hillebrand et al. (in Vorb.)). Um die Zusammenhänge zwischen Abfluss, Temperatur und Stoffhaushalt zu erfassen und um das Gewässergütemodell QSim zu validieren, wurden fließzeitkonforme Beprobungen an der Elbe und am Rhein sowie Messkampagnen zur vertikalen Schichtung an ausgewählten Abschnitten der Berliner Gewässer durchgeführt. Für Vergleichsjahre, die den Ist-Zustand repräsentieren, wurden Modellergebnisse mit Überwachungsdaten der Länder verglichen und systematisch bezüglich der Modellgüte ausgewertet.

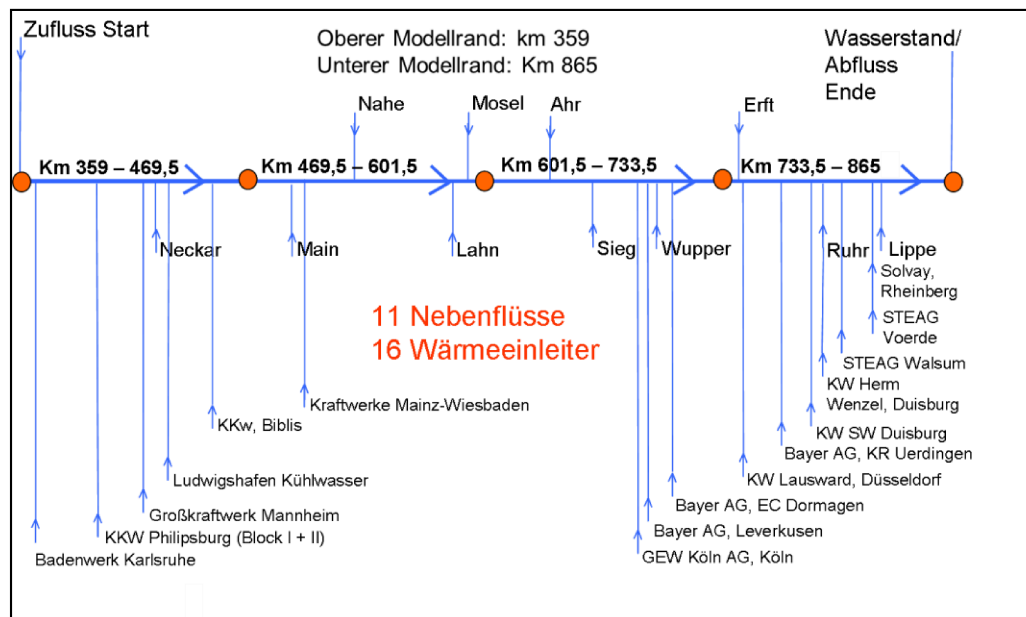
### 4.2 Modellierung der Gewässergüte mit QSim: Modellaufbau und Eingangsdaten für den IST-Zustand

Mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim (Kirchesch & Schöl 1999) wurde aus den klimatologischen und biologischen Eingangsdaten die Entwicklung der Gewässergüte, insbesondere der Algen und der organischen Schwebstofffrachten, sowie der Temperaturhaushalt der untersuchten Gewässer modelliert. QSim ist prozessbasiert und deterministisch und erlaubt durch seinen modularen Aufbau, unterschiedliche Prozesse wie Sauerstoff- und Temperaturhaushalt oder die Entwicklung von Phytoplankton abzubilden. Das Gütemodell QSim ist mit dem eigenständigen, hydrodynamischen Abflussmodell HYDRAX gekoppelt. HYDRAX basiert auf morphologischen Querprofilaten und berechnet die für die Gütemodellierung notwendigen Parameter Abflüsse, Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten (Oppermann 1989). QSim und HYDRAX werden unter der gemeinsamen Benutzeroberfläche GERRIS zusammengefasst. Das Modell wird durch klimatologische und hydrologische Eingangsdaten (Randbedingungen) angetrieben, die an den Modellrändern d.h. an Nebenflüssen, Einleitern und am Start des Modellgebiets im Hauptfluss („oberer Modellrand“) eingefügt werden (Tab. I, Anhang).



## Flussgebiet Rhein

Das Modell wurde für den Rhein neu aufgebaut, indem Querprofilaten (DTM, WSD West P-2004.prf) aufbereitet und im Modelleditor (GERRIS GME Version 2.1.15(0)) überarbeitet wurden. Der Abstand der einzelnen Querprofile beträgt 500 Meter. Für die Modellierungen wurden die GERRIS Version 1.6.03, die QSim Version 13.00 und die HYDRAX Version 4.2.0 verwendet. Das Modell umfasst den frei fließenden Abschnitt des Rheins von Rhein-km 359 bis Rhein-km 865, der in vier Stränge unterteilt wurde und an den 11 Nebenflüsse angeschlossen sind (Abb. 1). Zusätzlich wurden die 16 wichtigsten Wärmeeinleiter (Jahresmittelwert der Wärmefrachten > 200 MW/a, IKS 2006) im Modell implementiert. Für die Gütemodellierung des Ist-Zustandes und der Projektionen wurden die gesamten maximal erlaubten Wärmeeinleitmengen verwendet, ohne Einschränkungen z.B. bei hohen Wassertemperaturen zu berücksichtigen. Die Wassertemperatur des Rheins wurde zusätzlich sowohl mit den maximal erlaubten Wärmeeinleitungen (Ansatz 1: Abschnitt 4.5) als auch ohne den Einfluss von Wärmeeinleitungen modelliert (Ansatz 2: Abschnitt 4.6). Entlang der frei fließenden Strecke wurden drei Wetterstationen berücksichtigt (Tab. 2, siehe Anhang IV), für die der DWD (Deutsche Wetterdienst) Mess- und Modelldaten zur Verfügung gestellt hat (Plagemann et al. 2014).



**Abb. 1:** Rheinmodell Aufbau: Das Modell ist in vier Stränge unterteilt mit 11 Nebenflüssen und 16 Wärmeeinleitern und umfasst insgesamt ca. 500 km.

## Flussgebiet Elbe

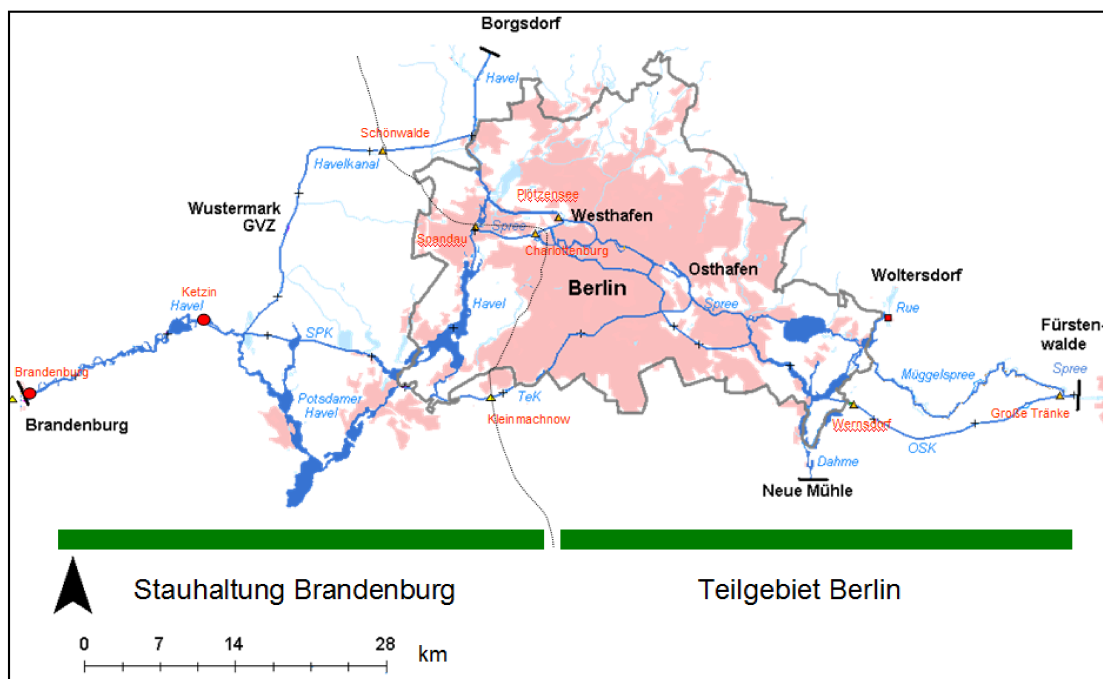
Das Modell umfasst den frei fließenden Abschnitt der Elbe von der deutschen Grenze (Elbe-km 0) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 585), an den 7

Nebenflüsse und 16 kleinere Bäche angeschlossen sind (Tab. 1, siehe Anhang III). Zusätzlich wurden zwei Kläranlagenabflüsse im Modell implementiert. Für die Modellierungen wurden die GERRIS GME Version 2.1.18(0), GERRIS Version 1.6.08, die QSim Version 13.10 und die HYDRAX Version 5.0.8 verwendet. Entlang der frei fließenden Strecke (Elbe-km 0 bis 585) wurden drei Wetterstationen eingebaut (Tab. 2, siehe Anhang III), für die der DWD Mess- und Modelldaten geliefert hat (Plagemann et al. 2014). Im Gegensatz zum Rhein haben anthropogene Wärmeeinleitungen an der Mittel- und Unterelbe eine geringe Bedeutung und wurden daher nicht berücksichtigt.

Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen

### Flussgebiet Berlin

Das Modellgebiet der Berliner Gewässer wurde aus praktischen Gründen in zwei Teilgebiete aufgeteilt: erstens in den östlichen Teil der Berliner Gewässer, mit den Modellrändern der Hauptzuflüsse in Fürstenwalde (Spree), Neue Mühle (Dahme) und Borgsdorf (Havel) sowie den unteren Modellrändern Spandau (Havel), Charlottenburg (Spree), Schönwalde (Havelkanal) und Kleinmachnow (Teltowkanal) (Abb. 2). Stromab schließt sich zweitens die Stauhaltung Brandenburg an, deren obere Modellränder dem unteren des ersten Teilgebiets entsprechen und die stromab am Pegel Brandenburg (UHW-km 54) endet.



**Abb. 2:** Berliner Gewässer Modell: Das westliche Modellgebiet besteht aus insgesamt 31 Strängen, 1 Wasserspiegellage (Brandenburg) und 44 Randbedingungen, während im östlichen Teil 47 Stränge, 12 Wasserspiegellagen und 210 Randbedingungen realisiert sind. Die Systempläne und eine Liste der Stränge und Randbedingungen der beiden Teilgebiete sind in Anhang III zu finden.



Die hohe Zahl an Strängen und Randbedingungen (vgl. Abb. 2) macht deutlich, dass es sich bei den Modellgebieten um ein außerordentlich komplexes, anthropogen geprägtes Netz handelt, das von Flussstrecken, Kanälen und Flusseen gebildet wird. Durch Wasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet und im Modellgebiet selbst wird das natürliche Abflussregime stark überprägt. Wesentlich für die Bewirtschaftung sind Umverteilungen des Wassers zwischen Einzugsgebieten, die Aufhöhung von sommerlichem Niedrigwasser durch Speicherbewirtschaftung, Sommer- und Winterstau der Stauhaltung Brandenburg sowie nutzungsbedingte Abflussveränderungen (z.B. Schleusungen in oder aus Kanälen, Kläranlageneinleitungen, Entnahmen durch Wasserwerke und Heizkraftwerke).

Für die Modellierung der Berliner Gewässer wurden die folgenden Programmversionen verwendet: GERRIS 1.06.12, GERRIS GME 2.1.18.0, HYDRAX 5.0.5, QSim 13.1 (19.02.2013). Trotz intensiver Arbeiten am quasi-2D-Baustein ist es nicht gelungen, diesen während der Projektlaufzeit abzuschließen. Deshalb wird hier nach wie vor eine 1D-Version von QSim verwendet, die allerdings in vielerlei Hinsicht verbessert und angepasst wurde (Details dazu und zu Parametereinstellungen siehe Anhang).

### 4.3 Validierung der Modelle

#### *Flussgebiet Rhein*

Die Modellergebnisse für die Jahre 2000 und 2008 wurden an der Messstation Bimmen (Rhein-km 865) und an der Pegelstation Lobith (Rhein-km 862) für die Parameter Chlorophyll *a* (als Indikator für die Algenbiomasse), Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur und Abfluss validiert. Die Qualität der Modellergebnisse wurde über die Bestimmung der Modelleffizienz (Nash-Sutcliffe-Effizienz, NSE) beurteilt. Die NSE testet, wie gut die Mess- und Modellwerte übereinstimmen (Loague & Green 1991; Moriasi et al. 2007). Sie liefert somit die Abweichung von der 1:1 Linie. Die Ergebnisse schwanken im Bereich von  $-\infty$  bis +1, wobei +1 die optimale Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten darstellt. Da die Modelleffizienz sehr empfindlich gegenüber einzelnen Ausreißern ist, wurde zusätzlich der relative Fehler bestimmt. (Arhonditsis & Brett 2004). Der relative Fehler berücksichtigt die relative Abweichung innerhalb der Modellwerte und minimiert den Einfluss von Ausreißern. Bei vollständiger Übereinstimmung ist der relative Fehler gleich 0. Außerdem wurde der Determinationskoeffizient der linearen Regression zwischen den gemessenen und modellierten Werten sowie die Steigung der Regressionslinie betrachtet (Tab. I; Abb. I, Anhang III). Die Ergebnisse der Validierung zeigen, dass die Dynamik des Abflusses und der Wassertemperatur von dem Modell gut wiedergegeben werden. Die Simulationen von Chlorophyll *a* und Sauerstoff weichen etwas stärker von den gemessenen Werten ab. Dies kann auf die Datengrundlage zurückgeführt werden. Während es zu den Abfluss- und Wassertemperatureingangsdaten

tägliche Werte gab, standen für Chlorophyll und Sauerstoff oftmals nur zweiwöchige Eingangsdaten zur Verfügung. Die Modellierung der biologischen Parameter Chlorophyll und Sauerstoff ist außerdem komplexer und stärker abgeleitet, da sie stärkere Unsicherheiten und Annahmen beinhaltet als die Modellierung der physikalischen Parameter Abfluss- und Wassertemperatur. Die Ergebnisse der Validierung sind für die Gütemodellierung zufriedenstellend und brauchbar. Die verwendeten QSim-Parametereinstellungen sind im Anhang (Tab. V) zu finden.

**Tab. 1:** Validierungsergebnisse Rhein: Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE), relativer Fehler, Determinationskoeffizient ( $R^2$ ) und Steigungsmaß (S) der linearen Regression zwischen modellierten und gemessenen Werten für die Variablen Chlorophyll *a* (Chl *a*), Sauerstoff ( $O_2$ ), Abfluss (Q) und Wassertemperatur (WT) für die Jahre 2000 und 2008 bei Bimmen (Rhein-km 865). Nähere Erläuterung der Modellvalidierung im Text.

	NSE		Relativer Fehler		$R^2$		Steigung (S)	
Jahr	2000	2008	2000	2008	2000	2008	2000	2008
Chl <i>a</i>	0.89	0.38	0.32	0.84	0.87	0.46	0.88	1.18
$O_2$	-0.81	0.92	0.23	0.19	0.77	0.51	1.20	1.12
Q	0.94	0.96	0.05	0.05	0.95	0.96	0.91	0.99
WT	0.98	0.98	0.05	0.03	0.96	0.99	0.99	0.99

### *Flussgebiet Elbe*

Für die Gütemodellierungen an der Mittelelbe wurde das bestehende Modell und die entsprechenden QSim und GERRIS Versionen, die für die Tideelbe verwendet wurden genutzt (Schöl et al. 2014). Bei dem Modell wurde der Bereich der Tideelbe entfernt, so dass der untere Modellrand bei Elbe-km 585 lag (siehe Abschnitt 4.2). Validierungsergebnisse des Elbmodells sind in Schöl et al. (2014) dokumentiert, die zugehörigen Parametereinstellungen finden sich im Anhang III (Tab. VI).

### *Flussgebiet Berliner Gewässer*

Das Modell für die Berliner Gewässer wurde mit dem Referenzlauf 2001-2010 validiert; das Jahr 2001 wurde zur Anpassung der Modelleinstellungen verwendet.

Während das Modell Wassertemperatur und Abfluss sehr gut abbildet, ist die Modellgüte bei anderen Variablen etwas schwächer (vgl. Abb. II, Anhang): bei den Nährstoffen zeigt sich eine größere Streuung, das Ergebnis ist in Anbetracht der langen Verweilzeiten und großen Stoffumsetzungen im Gebiet jedoch noch akzeptabel. Nur beim Gesamtstickstoff (ges. N) sind die Gütekennwerte im unteren Modellbereich unbefriedigend. Dieses Problem wird in Zukunft weiter bearbeitet. Beim Sauerstoff zeigt sich systematisch bei den Messwerten eine größere Wertespanne als bei den Modellwerten, die Modellgüte ist jedoch selbst am unteren Modellrand noch

akzeptabel. Weiter stromauf ist sie deutlich besser. Für die verwendeten QSim-Parametereinstellungen siehe Anhang (Tab. VII).

**Tab. 2:** Validierungsergebnisse Berlin: relativer Fehler (%), Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE), Determinationskoeffizient ( $r^2$ ) der linearen Regression zwischen modellierten und gemessenen Werten verschiedener Gewässergüteparameter für die Jahre 2001-2010.

Parameter	UHW-km	Rel. Fehler	NSE	$r^2$
Abfluss (Q)	54,2	<b>16 %</b>	<b>0,86</b>	<b>0,96</b>
	34	<b>13 %</b>	<b>0,92</b>	<b>0,96</b>
	17,1	<b>16 %</b>	<b>0,86</b>	<b>0,96</b>
Wassertemperatur (WT)	54,2	<b>13 %</b>	<b>0,95</b>	<b>0,99</b>
	34	<b>12 %</b>	<b>0,95</b>	<b>0,99</b>
	17,1	<b>9 %</b>	<b>0,99</b>	<b>0,99</b>
Chlorophyll <i>a</i> (Chl <i>a</i> )	54,2	59 %	0,18	0,54
	34	52 %	0,19	0,52
	17,1	43 %	0,72	0,54
Sauerstoff (O <sub>2</sub> )	54,2	52 %	0,19	0,52
	34	14 %	0,62	0,79
	17,1	34 %	0,80	0,40
Gesamtphosphor (TP)	54,2	44 %	0,38	0,77
	34	50 %	0,38	0,74
	17,1	39 %	0,82	0,79
Gesamtstickstoff (TN)	54,2	119 %	-1,98	0,53
	34	98 %	-1,97	0,40
	17,1	70 %	0,50	0,77

*Modell T2 Berlin, unterer Modellrand Brandenburg (UHW-km 54,2), Station Ketzin (UHW-km 34) und Jungfernsee (UHW-km 17,1); fett: rel. Fehler <20 %, NSE>85 %,  $r^2$ >0,95 (sehr gutes Validierungsergebnis), kursiv: rel. Fehler >95 %, NSE <0 (schlechtes Validierungsergebnis).*

Beim Chlorophyll *a* zeigen sich insgesamt große relative Fehler bei jedoch immer noch akzeptabler NSE (Tab. 2). Hier muss darauf hingewiesen werden, dass nicht nur Unzulänglichkeiten des Modells für den speziellen Gewässertyp, sondern auch die insgesamt suboptimale Datengrundlage bei den Eingangszeitreihen keine besseren Ergebnisse gewährleisten kann. So mussten vor allem in der Algenzusammensetzung auf Basis 14-tägiger Erhebungen zahlreiche Annahmen getroffen werden, Zooplanktondaten fehlten weitestgehend.

#### 4.4 Klimaprojektionen und Auswahl der Modellketten

Für die Gewässergütemodellierung werden klimatologische und hydrologische Eingangsdaten benötigt. Das innerhalb von KLIWAS bereitgestellte Multi-Modell Ensemble liefert diese Daten. Das Ensemble besteht aus 20 verschiedenen Kombinationen („Modellketten“) von unterschiedlichen CO<sub>2</sub>-Emissionsszenarien, globalen Klimamodellen (Global Climate Models – GCM's) und regionalen Klimamodellen

(Regional Climate Models – RCM's) und beruht größtenteils auf den Ergebnissen des EU-Projektes ENSEMBLES (Van der Linden & Mitchell 2009). Da in der Gewässergütemodellierung nur ein beschränktes Maß an Simulationsrechnungen möglich und auswertbar ist, wurden auf Grundlage eines Indikatorwertes für Niedrigwasser, dem NM7Q (niedrigstes arithmetisches Mittel des Abflusses an 7 aufeinanderfolgenden Tagen) für den hydrologischen Sommer (Mai bis Oktober) repräsentative Modellketten aus dem Ensemble ausgewählt. Das Niedrigwasser wurde als Indikator gewählt, weil die Phytoplanktonentwicklung sensitiv darauf reagiert (Hardenbicker et al. 2014a). Diese Modellketten (Tab. 3) stellen eine mögliche Bandbreite für zukünftige Klimabedingungen dar und repräsentieren den höchsten und niedrigsten NM7Q, sogenannter oberer und unterer Rand, für die nahe (2021 – 2050) und ferne Zukunft (2071 – 2100) („Szenarienkorridor“, Nilson et al. 2010b). Zusätzlich wurde eine „mittlere“ Modellkette („Modellkette 1“, ECHAM5r3→REMO→ENS) für Vergleichszwecke ausgewählt, weil diese häufig in deutschen Klimaforschungsstudien verwendet wird. Innerhalb der Zeitspanne 1951 – 2006 zeigt die KLIWAS-Auswertung für Deutschland und angrenzende Flusseinzugsgebiete eine Zunahme der Jahresmitteltemperatur um 1,1 bis 1,4 °C (Frick et al. 2014; Plagemann et al. 2014). Für die nahe Zukunft wird in Deutschland eine weitere Zunahme der Jahresmitteltemperatur von mindestens 0,5 °C erwartet. Für die ferne Zukunft ist eine Erhöhung zwischen +1,5 °C und maximal +3,5 °C in Norddeutschland, bzw. +4 °C in Süddeutschland möglich (Plagemann et al. 2014).

### *Rhein und Elbe*

Die Ausgabedaten der regionalen Klimamodelle haben eine räumliche Auflösung von 10 – 25 km. Der DWD hat die Regionalisierung der Klimamodelldaten auf Stationsdaten über statistische Downscaling-Verfahren durchgeführt (Imbery et al. 2013; Rauthe et al. 2013). Zusammen mit den hydrologischen Daten, die für ausgewählte Pegelstationen generiert wurden und die auf den entsprechenden Klimadaten basieren (Nilson et al. 2010a; Nilson et al. 2010b), dienen diese Wetterstationsdaten als Eingangsdaten für die Gewässergütemodellierung (siehe Tab. I und II, Anhang). Vorhersagemodelle sind aufgrund von begrenzter Auflösung mit systematischen Fehlern behaftet. Die Beziehung zwischen Vorhersage und Beobachtung kann mit verschiedenen Methoden korrigiert werden. Für die Gütemodellierungen wurden Bias-korrigierte (linear skalierte) Klimaprojektionsdaten verwendet.

**Tab. 3:** Verwendete Klimamodellketten, die aus dem KLIWAS Multi-Modell Ensemble auf Grundlage des mit HBV-D modellierten NM7Q Indikatorwertes ausgewählt wurden. Für den Rhein ist der Bezugspegel Kaub (Rhein-km 546), für die Elbe und Havel Neu Darchau (Elbe-km 536). Basis der weiteren Auswertungen für Berlin war der Havel-Pegel Rathenow, Havel-km 145.

Zeitraum	Emissions-szenario	Globales Klima-modell (GCM)	Regionales Klima-modell (RCM)
<b>RHEIN</b>			
1. Mittlere Kette (nahe/ ferne Zukunft)	A1B	ECHAM5r3	REMO-ENS
2. Nahe Zukunft - oberer Rand	A1B	BCM	RCA3
3. Nahe Zukunft - unterer Rand	A1B	HADCMQ0	HADRMQ0
4. Ferne Zukunft - oberer Rand	A1B	ECHAM5r3	RACMO
5. Ferne Zukunft - unterer Rand	A1B	ECHAM5r1	CLM24
<b>ELBE / BERLINER GEWÄSSER</b>			
1. Mittlere Kette (nahe/ ferne Zukunft) <sup>1 2</sup>	A1B	ECHAM5r3	REMO-ENS
2. Nahe Zukunft - oberer Rand <sup>2</sup>	A1B	BCM	RCA3
3. Nahe Zukunft - unterer Rand <sup>2</sup>	A1B	HADCMQ0	HADRMQ0
4. Ferne Zukunft - oberer Rand <sup>2</sup>	A1B	ECHAM5r3	RACMO
5. Ferne Zukunft - unterer Rand	A1B	ECHAM5r1	CLM24

<sup>1</sup> für die Elbe-Modellierung verwendet, <sup>2</sup> für Berliner Gewässer Modellierung verwendet, Details s.u. (siehe Tab. 4).

### *Berliner Gewässer*

Im Falle der Berliner Gewässer stehen neben dem allgemein in KLIWAS verwendeten Niederschlags-Abfluss-Modell (NA-Modell) HBV-D für drei der KLIWAS-Modellketten auch Ergebnisse von zwei weiteren NA-Modellen zur Verfügung, die das KLIWAS-Ensemble zusätzlich bereichern: ArcEGMO und EGMO-D (statistisches Modell auf Monatsbasis, vgl. BfG 2013b+c) (Tab. 4). Die beiden letztgenannten Modelle sind gerade in diesem Einzugsgebiet von großem Interesse, weil hier wegen des niedrigen Jahresniederschlags und Gebietsabflusses die Verdunstung eine besonders große Rolle in der Wasserbilanz spielt. Zudem sind sie in ihrer räumlichen Auflösung sehr viel detaillierter, während HBV-D nur Daten zu einem Havel-Pegel deutlich unterhalb des Modellgebietes liefern kann und zur Verwendung im Modell eine Reihe von Umrechnungen erforderlich macht. Das statistische Modell EGMO-D wurde zudem an das Bewirtschaftungsmodell WBalMo gekoppelt (vgl. BfG-1777, 2013), so dass hiermit (und nur hiermit) sowohl Aussagen zu unbewirtschafteten als auch bewirtschafteten Abflüssen in der Zukunft unter Klimawandelbedingungen möglich sind. Im Raum Berlin sind die natürlichen Abflüsse sehr stark von der Bewirtschaftung überprägt. Aus den verfügbaren NA-Modellketten wurde für die Modellläufe die Auswahl so getroffen, dass die maximale Spannweite des Klimawandelsignals abgebildet wird (Tab. 4).

**Tab. 4:** Für Modellgebiet Berlin zur Verfügung stehende Modellketten und Auswahl derselben (dunkelgrau) zur Darstellung der Bandbreite bei der Gewässergütemodellierung

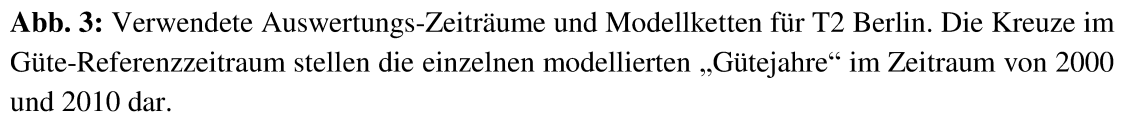
Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen

Kettenbedeutung	Kette	Land	Global-modell	Regional-modell	NA-Modell		
					EGMO-D	Arc Egmo	HBV-D
ARP_ALD51	CNRM	F	ARPEGE	RM5.1 (Aladin)	X	X	X
HC3Q0_HR3Q0	HC	GB	HadCM3Q0	HadRM3Q0	X	X	X
ECHAM5r3_RACMO	KNMI	NL	ECHAM5r3	RACMO2			X
EH5r3_REMO_ENS	MPI	D	ECHAM5r3	REMO	X	X	X
BCM_RCA	SMHI	S	BCM	RCA			X

Auf Basis der EGMO-D-Daten für die mittlere KLIWAS-Modellkette wurde ein Verfahren entwickelt, wie der bewirtschaftete Abfluss des Pegels Ketzin aus dem unbewirtschafteten Abfluss abgeleitet werden kann. Dabei wurde eine einfache Regression getrennt nach Winter- und Sommerstau-Monaten angewandt (Details siehe Anhang). Die verschiedenen Eingangspegel zeigen monatsweise verschieden hohe Anteile am Gesamtabfluss in Ketzin. Diese Anteile und ihre relative Verschiebung in Zukunftszeiträumen wurden sinngemäß auf die HBV-D Daten angewandt, um die im Modell benötigten Zeitreihen zu erzeugen. Details zur Datenaufarbeitung werden im Anhang III bereitgestellt.

Aus den o.g. Modellketten wurde unter Einbeziehung aller zur Verfügung stehenden Daten der drei NA-Modelle (umgerechnet auf Ketzin, bewirtschaftet) für die zu betrachtenden Klima- und Referenzzeiträume ermittelt, mit welchen Ketten die Bandbreite des Klimaänderungssignals am besten abgebildet werden kann. Um alle NA-Modelle vergleichen zu können, musste als zusätzlicher Referenzzeitraum ein sogenannter „Vergleichszeitraum“ (1996 – 2025) eingeführt werden, da sich die in KLIWAS und WBalMo verwendeten Referenzzeiträume unterscheiden und nur für den Vergleichszeitraum Klimaänderungssignale sämtlicher Ketten verglichen werden können (Abb. 3).





Die Simulationsrechnungen mit Klimaprojektionsdaten wurden auf Grundlage bestehender Gütemodellierungen des Ist-Zustandes aktueller Jahre durchgeführt, zu denen Gewässergütedaten in ausreichender Qualität vorlagen („Gütejahre“). Gewässergütedaten an den Modellrändern (Startpunkt des Modells am Hauptfluss sowie die Nebenflüsse, Tab. I, Anhang) blieben dabei unverändert, um den direkten Klimaeinfluss auf die Gewässergüte zu simulieren. Indirekte Einflüsse (zum Beispiel über sich ändernde Landnutzungen) waren nicht Gegenstand der Betrachtung und blieben daher unberücksichtigt.

Die Wassertemperatur wurde angepasst, da sich das geänderte Klima auf sie unmittelbar auswirkt. Da dabei nicht nur die Lufttemperatur, sondern auch andere klimatische Faktoren wie z.B. Windgeschwindigkeit oder Globalstrahlung eine Rolle spielen, wurde die Wassertemperatur an den Modellrändern mit einer vereinfachten QSim-Version simuliert. Der Vorteil dieser Vorgehensweise ist, dass hierbei mehrere klimatische Faktoren gleichzeitig berücksichtigt werden können und so die

Wassertemperatur auf Grundlage der Klimaprojektionsdaten für die einzelnen Wetterstationen auf Tagesbasis berechnet werden kann. Die Modellränder (Modellstart und Nebenflüsse) wurden ihrer Lage entsprechend einer der Wetterstationen (Tab. II, Anhang) zugeordnet. Um die Anpassung der Wassertemperatur an jeden einzelnen Fluss zu gewährleisten, wurde eine auf Grundlage von gemessenen Klimadaten generierte Zeitreihe von modellierten Wassertemperaturen gegen eine vorhandene Zeitreihe von gemessenen Wassertemperaturen aufgetragen. So wurden die Steigung der Geraden und der y-Achsenabschnitt für jeden Fluss erzeugt und zusätzlich als Anpassung der Wassertemperatur für die Klimaprojektionsdaten verwendet.

Je nach Flussgebiet wurden neben den verschiedenen möglichen Klimarealisationen auch Bewirtschaftungsszenarien, schifffahrtsbedingte Maßnahmen wie Buhnen und Leitwerke sowie mögliche Anpassungsoptionen, z.B. Niedrigwasserbewirtschaftung, in die Simulationen einbezogen.

Die Zeitreihen gemessener und modellierter Daten, die für 30-jährige Zeiträume vorlagen, mussten an die zu simulierenden „Gütejahre“ (Rhein, Elbe: 2000 und 2005 – 2008, Berlin: 2001 – 2010) angepasst werden (Ansatz 1). Hierfür wurde eine Häufigkeitsverteilung der klimarelevanten Parameter (Globalstrahlung [ $\text{J cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ], Lufttemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ], relative Feuchte [%], Wolkenbedeckung [Achtel], Windgeschwindigkeit [ $\text{m s}^{-1}$ ], Abfluss [ $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ]) erstellt. Die Häufigkeitsverteilung dieser Parameter wurde einerseits für die Messwerte für den Zeitraum 1981 – 2010 (= Gütereferenzzeitraum), andererseits für die Modellwerte für die Zeiträume 1961 – 1990 (= Referenzzeitraum), 2021 – 2050 (= nahe Zukunft) und 2071 – 2100 (= ferne Zukunft) erstellt. Im nächsten Schritt wurden die gemessenen klimatologischen und hydrologischen Daten des Gütereferenzzeitraumes durch den „Quantile-Mapping“ Ansatz (siehe oben) an die Modelldaten des Referenzzeitraumes, der nahen Zukunft und der fernen Zukunft angepasst. Für die Simulationsrechnungen wurden diese veränderten klimatologischen und hydrologischen Eingangsdaten der unterschiedlichen Modellketten verwendet und dadurch das Klimasignal der entsprechenden Modellkette übertragen. Für jede Modellkette wurde der Referenzzeitraum, die nahe bzw. die ferne Zukunft berechnet.

### *Flussgebietsbezogene Besonderheiten für den Rhein*

Entsprechend dem Ist-Zustand wurde am Rhein zunächst mit den maximal erlaubten Wärmeeinleitmengen gerechnet, es wurde also ein ‚worst case‘ Szenario erstellt (siehe Abschnitt 4.2; Abb. 1; Hardenbicker et al. 2012).

### *Flussgebietsbezogene Besonderheiten für Berliner Gewässer*

Wie oben schon erwähnt mussten zur Berechnung der im Modell benötigten Abflüsse für die Berliner Modellgebiete neben den oben genannten eine Vielzahl weiterer



Datenaufarbeitungen erfolgen, bevor der Quantile-Mapping Ansatz auf die Modelljahre 2001 – 2010 angewandt wurde. Die verfügbaren Daten zu Wärmeeinleitern und Kläranlagen wurden verwendet (Liste Randbedingungen siehe Anhang), teilweise wurden bezüglich der Gewässergüte Annahmen (Mittelwerte) eingesetzt, wenn konkrete Messwerte fehlten. Für die großen Wärmeeinleiter lagen Tageswerte der Entnahmemengen und Wärmefrachten vor, für die großen Kläranlagen Tageswerte der Einleitungen und der wichtigsten Güteparameter. Ansonsten waren Stichprobenwerte der Regelfall. Neben den o.g. Auswertungszeiträumen wurde aus praktischen Gründen zusätzlich ein sogenannter Vergleichszeitraum (1996 – 2025) ausgewertet.

#### **4.6 Zusätzliche Simulationen der Wassertemperatur für den Rhein (Ansatz 2)**

Für den Rhein wurde zusätzlich die Wassertemperatur unter Verwendung der kompletten 30-jährigen Klima- und Abflussprojektionszeitreihen mit QSim berechnet (Ansatz 2). Für diesen Ansatz wurde die Berechnung des kompletten 30-jährigen Referenzzeitraums (1961 – 1990), des 30-jährigen Zeitraums für die nahe Zukunft (2021 – 2050) und des 30-jährigen Zeitraums für die ferne Zukunft (2071 – 2100) für jede einzelne Modellkette (Tab. II, Anhang) durchgeführt. Als Eingangsdaten wurden die unveränderten Klima- und Abflussprojektionsdaten an den drei Wetterstationen und an den Eingangspegeln des Modellgebiets verwendet (Abb. 1; Tab. I und II, Anhang). Die Wassertemperatur der Modellränder wurde entsprechend der Methode für die Gewässergütesimulationen ermittelt (siehe oben). Im Gegensatz zu den Gewässergütesimulationen im Ansatz 1 (siehe Abschnitt 4.5) wurden die Wassertemperaturen im Ansatz 2 komplett ohne Wärmeeinleiter berechnet, um den reinen Klimaeinfluss abzubilden.

## 5 Durchgeführte Arbeiten

### Überblick

#### 2009

- Anfertigung eines Exposés für die geplante Dissertation (Titel: ‚Effects of temperature and discharge on water quality and phytoplankton dynamics in the rivers Rhine and Elbe‘), das eine umfangreiche Literaturrecherche zum aktuellen Stand der Forschung und Hauptziele / Hypothesen des Projekts beinhaltet.
- Datenbeschaffung und Aufbereitung der morphologischen und hydrologischen Daten für die frei fließende Strecke des Rheins und Aufbau des hydraulisch-morphologischen Modells (HYDRAX) für den Rhein als Basis für die Gütemodellierung.
- Freilanduntersuchungen an der Elbe: fließzeitkonforme Beprobung zur Untersuchung der Längsentwicklung von Gewässergüteparametern wie Nährstoffe, Chlorophyll, Phytoplankton und Zooplankton (04. – 14.09.2009).
- Datenbeschaffung und Aufarbeitung für das Modell Berlin.
- Erstellung von Datenbanken, Schnittstellen und Tools zur effektiven Datenverarbeitung von Eingangs- und Ergebnisdaten.
- Erste Modellrechnungen an der Flusshavel zum Test des Modellaufbaus.

#### 2010

- Organisation und Durchführung eines Workshop an der BfG: ‚Einfluss des Klimawandels auf Stoffhaushalt und Planktondynamik von Fließgewässern‘ (20.Mai 2010).
- Probenahme zur Bestandsaufnahme der Muscheldichte (*Corbicula fluminea* und *Dreissena polymorpha*) an der Rheinsohle (Mai 2010).
- Freilanduntersuchungen am Rhein: fließzeitkonforme Beprobung zur Untersuchung der Längsentwicklung von Gewässergüteparametern wie Nährstoffe, Chlorophyll, Phytoplankton und Zooplankton im Abschnitt von Weil bis Emmerich (Rhein-km 170 – 865; 21.09. – 29.09.2010).

- Datenbeschaffung und Aufbereitung der Gewässergütedaten für die frei fließende Strecke des Rheins und seiner Nebenflüsse als Basis für die Gütemodellierung in QSim.
- Erste Simulation von Abflussereignissen am Rhein.
- Weiterentwicklung von Tools für QSim und seine Benutzeroberfläche GERRIS zur vereinfachten Dateneingabe und Ergebnisdaten-Verwaltung bzw. Analyse (GERRIS-Tool).
- Drei Bereisungen an die Potsdamer Havel mit Probennahmen von Plankton und Wasserchemie, Tiefenprofil-Messungen und Dauermessungen mit Sonden, kontinuierliche Messungen des Temperaturgradienten an 3 Stellen über 5 Monate.
- Dokumentation von QSim auf Basis des Quellcodes, um die Voraussetzungen für die Weiterentwicklung von Gütebausteinen zu schaffen.
- QSim Berechnungen der Gewässergüte für die Stauhaltung Brandenburg → Ist-Zustand

## 2011

- Freilanduntersuchungen am Rhein: fließzeitkonforme Beprobung zur Untersuchung der Längsentwicklung von Gewässergüteparametern wie Nährstoffe, Chlorophyll, Phytoplankton und Zooplankton im Abschnitt von Weil bis Emmerich (Rhein-km 170-865; 17.05.2011 – 27.05.2011).
- Auswertung von Langzeitdatenreihen: Analyse von Änderungen und Trends der Phytoplanktonentwicklung in Rhein und Elbe (Hardenbicker et al. 2014a, Hillebrand et al. in Vorbereitung); siehe hierzu auch Hillebrand et al. 2012.
- Aufbereitung der Klimaprojektionsdaten für Rhein und Elbe.
- Simulation der Gewässergüte für den Ist-Zustand des Rheins und Validierung des Modells → Hardenbicker et al. 2012.
- Drei Bereisungen an die Havel (Untere Havel Wasserstraße (UHW), Kladower Seenstrecke) mit Probennahmen von Plankton und Wasserchemie, Tiefenprofil-Messungen und Dauermessungen mit Sonden, kontinuierliche Messungen des Temperaturgradienten an drei Stellen über fünf Monate.
- Weiterentwicklung von Werkzeugen für QSim und GERRIS zur vereinfachten Dateneingabe und Ergebnisdaten-Verwaltung bzw. Analyse (GERRIS-Tool, Kliwas\_QSim Tool, DatenToolMini, Interpolations Tool).

- Test von neuen Software-Versionen (graphischer Modelleditor GME, GERRIS-Benutzeroberfläche, HYDRAX, QSim), Test des Programms zur Sensitivitätsanalyse „KALIMOD“.
- Modellaufbau Berliner Gewässer: Einarbeitung von aktuellen Querprofilen.
- Erstellung eines Konzeptes zur Umsetzung der Modellierung des Klimawandelsignals für die Gewässergüte und dessen technische Umsetzung (Datenbankanwendungen) für Daten der Flussgebiete Rhein, Elbe und Berliner Gewässer.
- Erste Modellrechnungen zur Klimawandel-Sensitivität der Gewässergüte (Klimagrößen bis auf Abfluss) an der Havel.

## 2012

- Drei Bereisungen an die Havel (Untere Havel Wasserstraße (UHW), Kladower Seenstrecke) mit Probennahmen von Plankton und Wasserchemie, Tiefenprofil-Messungen und Dauermessungen mit Sonden, kontinuierliche Messungen des Temperaturgradienten an drei Stellen über fünf Monate
- Erstellung eines Konzeptes zur Umsetzung der Modellierung des Klimawandelsignals für die Gewässergüte und dessen technische Umsetzung (Datenbankanwendungen) für Daten der Flussgebiete Rhein, Elbe und Berliner Gewässer → Becker et al. 2012.
- Konzept zur Berechnung der Eingangsdaten der Wassertemperatur an den Modellrändern → Becker et al. 2012.
- Simulationsrechnungen der Gewässergüte und der Wassertemperatur des Rheins mit Klimareferenz- und Klimaprojektionsdaten → Fischer et al. 2012.
- Modellaufbau Berliner Gewässer: Einarbeitung von aktuellen Querprofilen, Umstrukturierung des Modells für Großer Wannsee und Schwielowsee.
- Kalibrierung der Hydraulik, Tracerrechnungen, Debuggen von Fehlern, nötige Verbesserungen des Modells für Berlin.
- Weiterentwicklung und Anpassung des Konzeptes zur Umsetzung der Modellierung des Klimawandelsignals für die Gewässergüte und dessen technische Umsetzung (Datenbankanwendungen).
- Modellrechnungen zur Klimawandel-Sensitivität der Gewässergüte an der Flusshavel.

## 2013

- Projekttreffen Kooperation Universität Leipzig: Kick-off (Leipzig) und Arbeitstreffen (Koblenz).
- Abgabe der Dissertation: “Phytoplankton dynamics in two large rivers: long-term trends, longitudinal dynamics and potential impacts of climate change.” an der TU Dresden (Abschluss des Promotionsverfahren: April 2014).
- Weitere Simulationsrechnungen zur Wassertemperatur des Rheins mit Klimareferenz- und Klimaprojektionsdaten, Vorbereitung einer Publikation hierzu → Hardenbicker et al. 2015 (eingereicht).
- Simulationsrechnungen der Gewässergüte und der Wassertemperatur der Elbe mit Klimareferenz- und Klimaprojektionsdaten.
- Präsentation der Ergebnisse auf der dritten KLIWAS Statuskonferenz.
- Projekttreffen Kooperation Universität Leipzig (Leipzig).
- Weiterentwicklung von QSim und Modellrechnungen für Berliner Gewässer.
- Mitarbeit an Berichten und Stellungnahmen sowie Vorträge (4.6., 29.10.13) für das WNA Berlin (u.a. BfG 2013a (Ausbau Flusshavel), BfG-2014a (Ausbau Nordtrasse)).
- Konzeption und Leistungsbeschreibung zur Vergabe GERRIS 1,2,3D (Teil 1D): umfangreicher Beitrag zur Umsetzung der Erfahrungen mit GERRIS und entwickelten Tools bei Vergabe zur Weiterentwicklung der Software (Leistungsbeschreibung GERRIS-123D, Benutzeroberfläche für Gewässergütemodelle mit beliebiger räumlicher Auflösung - erste Ausbaustufe - November 2012, 40S.).

## 6 Vernetzung des Projektes, Kooperationspartner

### **Vernetzung innerhalb von KLIWAS**

Im Rahmen von KLIWAS erhielt das Projekt 5.02 aus dem Projekt 1.01 (Referenzdaten Binnen, DWD) Klimaeingangsdaten des Ist-Zustandes für die Modellgebiete Rhein, Elbe und Havel. Diese Daten wurden für die Modellierung des Referenzzustands benötigt. Das Projekt 1.02 (Klimamodelle, DWD) stellte in Zusammenarbeit mit Projekt 4.01 (Wasserhaushalt) anwendungsorientierte und bewertete Klimaprojektionen bereit, die für die Modellierung zukünftiger Gewässergüteszenarien verwendet wurden. Das Projekt 4.01 stellte die hydrologische Datengrundlage für den Ist-Zustand und die Projektionen des Abflusses von Rhein, Elbe und Havel sowie deren wichtigster Nebenflüsse zur Verfügung. Bewirtschaftungsszenarien für das Berliner Gewässernetz wurden von dem Referat M2 der BfG (Frau Dr. Ebner von Eschenbach) zur Verfügung gestellt.

Die in Projekt 5.02 erzielten Ergebnisse zur zukünftigen Entwicklung der Wassertemperatur wurden von folgenden anknüpfenden KLIWAS-Projekten weiterverwendet: Projekt 5.04 (Organische Schadstoffe; Schlüsener et al. 2014), Projekt 5.03 (Gewässerhygiene; Böer et al. 2014) und Projekt 5.07 (Tierökologie; Becker & Koop 2014).

### **Vernetzung national/ international**

Die Gewässergütedaten für die Auswertung von Langzeitdatenreihen wurden von den jeweiligen Landesämtern bereitgestellt. Außerdem kooperiert das Projekt 5.02 mit verschiedenen wissenschaftlichen Arbeitsgruppen (Tab. III, Anhang).

Die Kooperation „Experimentelle Überprüfung der Parametrisierung und Formulierung des Phytoplanktonwachstums in der Gewässergüte-Modellierung“ mit der Universität Leipzig (Prof. Christian Wilhelm) wurde im Mai 2012 gestartet. In dem Projekt werden mit Laborversuchen an repräsentativen Phytoplanktonspezies Wachstumsraten, zelluläre Gehalte an Nährstoffen, Kohlenstoff und Chlorophyll *a* unter variierenden Licht- und Temperaturbedingungen bestimmt. Damit sollen erstmals die physiologischen Parameter zur Beschreibung des Phytoplanktons im Gütemodell aus einer Versuchsreihe erhoben und direkt für die Parametrisierung des Modells genutzt werden. Damit werden die Voraussetzungen dafür geschaffen, dass der so verbesserte Phytoplanktonbaustein wissenschaftlich diskutiert und veröffentlicht werden kann.

Außerdem besteht eine Kooperation mit der Arbeitsgruppe Fließgewässerökologie des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) (Prof. Markus Weitere). In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt untersuchte ein Doktorand von Prof. Weitere die temperaturabhängige Aktivität benthischer Mikrofiltrierer im Rhein (Kathol et al. 2011). Im Rahmen von KLIWAS wurde in dieser Arbeitsgruppe eine Literaturstudie über die temperatursensitive und für die Gewässergüte des Rheins relevante Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) erstellt (Viergutz & Weitere 2013). Herr Prof. Weitere übernahm auch die Betreuung der Dissertation der KLIWAS Projektbearbeiterin Paulin Hardenbicker an der TU Dresden (Hardenbicker 2014).

In Kooperation mit dem Lehrstuhl für Umweltphysik der Universität Koblenz Landau (Prof. Dr. Andreas Lorke) wurde in dem gemeinsamen DFG-Projekt „Methane-Flux“ die Methanproduktion in Flusstauhaltungen untersucht (z.B. Maeck et al. 2013). In einer weiteren Zusammenarbeit mit dieser Arbeitsgruppe wurde seit 2011 im Havelgebiet der Stoffaustausch an der Sediment-Wasser-Grenzschicht untersucht (Murniati et al. 2014).

Am BMBF-Projekt NITROLIMIT (FKZ 033L041G), an dem unter Federführung der BTU Cottbus das IGB, die TU Dresden, die FU Berlin, das Land Berlin und das Kompetenzzentrum Wasser Berlin mitarbeiten, beteiligt sich die BfG mit Arbeiten zum Stoffaustausch am Sediment und der Modellierung der Havelseen (UHW-km 5-17 und Elbe). Dabei sollen von der BfG u. a. Gütemodule weiterentwickelt und getestet werden. Hier ergeben sich aufgrund der Überschneidung von Modellgebieten und Themen starke Synergien zu dem in KLIWAS bearbeiteten Modellgebiet Berlin.

Die Software KALIMOD der FH Münster wurde in Zusammenarbeit mit dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin für QSim Anwendungen getestet, evaluiert und eine Handlungsanweisung dazu verfasst. KALIMOD ist ein Programm zur Kalibrierung von hydrologischen Prozessmodellen, das systematische Sensitivitätsanalysen und Kalibrierungen für QSim ermöglicht.



## 7 Ergebnisse

### 7.1 Erreichter methodisch-wissenschaftlicher Fortschritt

#### 7.1 Erreichter methodisch-wissenschaftlicher Fortschritt

##### *Flussgebiet Rhein*

Für den Rhein wurden fünf die Bandbreite der Abflussverhältnisse repräsentierende Modellketten aus dem gesamten KLIWAS-Ensemble ausgewählt (siehe Abschnitt 4.4). Die projizierten Veränderungen in der Gewässergüte werden mit der Situation der „Gütejahre“ (2000, 2005 – 2008) verglichen, da der eigentliche Klimareferenzzeitraum (1961 – 1990) durch eine gegenüber heute sehr unterschiedliche Wasserbeschaffenheit geprägt war und für eine Modellierung unzureichend dokumentiert ist.

Im Vergleich zu den „Gütejahren“ zeigen die Projektionen folgende Änderungen des Klimas und des Abflusses: Die Globalstrahlung ändert sich minimal in der nahen Zukunft und verringert sich geringfügig in der fernen Zukunft (ferne Zukunft:  $-32$  bis  $+8 \text{ J cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (Tab. 5). Die Änderungen der Lufttemperatur sind in der nahen Zukunft ebenfalls gering. Die maximale Lufttemperatur steigt in der fernen Zukunft um  $2,9$  bis  $3,5 \text{ °C}$  an. Die Startwerte des mittleren Abflusses (bei Maxau, Rhein-km 359) ändern sich in der nahen Zukunft um  $-31$  bis  $+107 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Tab. 6). Für die ferne Zukunft liegen die Änderungen des mittleren Abflusses zwischen  $-98$  und  $+83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Alle minimalen Abflüsse der Start-Werte und der Nebenflüsse (Neckar, Main, Mosel) verringern sich in der fernen Zukunft im Vergleich zur Referenz (1961 – 1990).

**Tab. 5:** Änderungen in den klimatologischen Eingangsdaten als Delta zwischen den „Gütejahren“ 2000, 2005-2008) und dem Projektionszeitraum für die Parameter Globalstrahlung und Lufttemperatur: Für jede Modellkette (definiert in Tab. 3) sind Jahresmittelwert und Maximalwerte angegeben, wobei die Werte der drei Wetterstationen gemittelt wurden. Für die Bestimmung der Maximalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt.

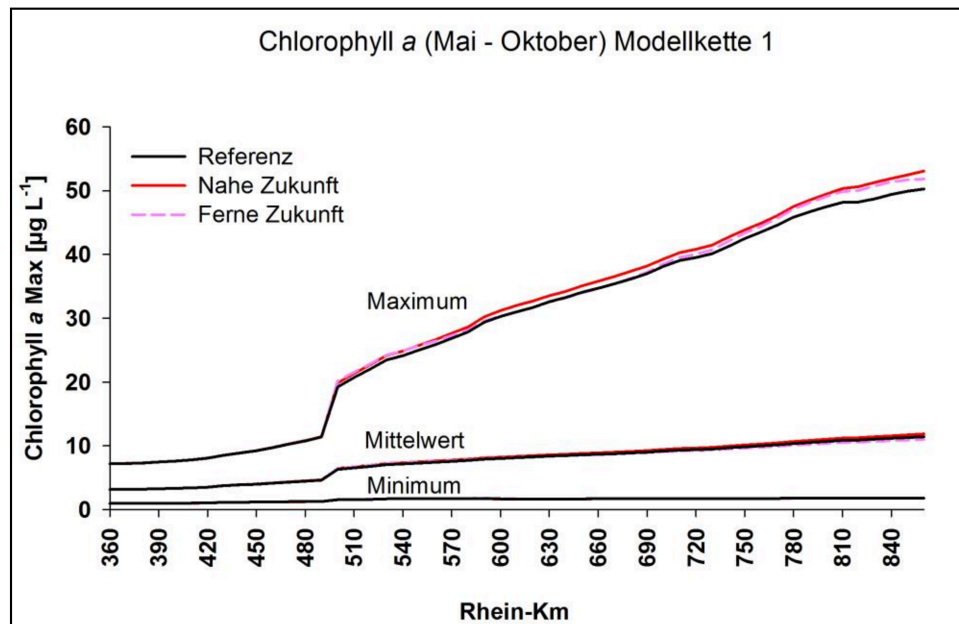
Modelketten	Globalstrahlung [J cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]		Lufttemperatur [°C]	
	Mittel	Max	Mittel	Max
<b>Nahe Zukunft</b>				
1 Nahe Zukunft - Mittel	-14	-15	-0,2	-0,0
2 Nahe Zukunft - oberer Rand	-4	+20	-0,2	-0,7
3 Nahe Zukunft - unterer Rand	+7	-7	+0,2	+0,3
<b>Ferne Zukunft</b>				
1 Ferne Zukunft - Mittel	-32	-35	+1,6	+3,5
4 Ferne Zukunft - oberer Rand	-9	-28	+1,3	+2,9
5 Ferne Zukunft - unterer Rand	+8	+17	+1,9	+3,2



**Tab. 6:** Änderungen in den Eingangsdaten für den Abfluss als Delta zwischen Referenzperiode und Projektionszeitraum: Für jede Modellkette (definiert in Tab. 3) sind Jahresmittelwert und Minimalwerte angegeben. Die minimalen Abflüsse des oberen Modellrandes (Rhein-km 359) und der Nebenflüssen stellen einen Mittelwert der modellierten Jahre dar.

Abfluss [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ]	Rhein Start		Neckar		Main		Mosel	
Nahe Zukunft	Mittel	Min	Mittel	Min	Mittel	Min	Mittel	Min
1 Nahe Zukunft - Mittel	-31	+48	+3	+3	+9	-2	-11	+12
2 Nahe Zukunft - oberer Rand	+107	+73	+19	+5	+46	+16	+37	+1
3 Nahe Zukunft - unterer Rand	-8	-26	-6	-7	+3	-7	-11	-11
Ferne Zukunft	Mittel	Min	Mittel	Min	Mittel	Min	Mittel	Min
1 Ferne Zukunft - Mittel	-9	+1	+21	-7	+43	-7	+34	-16
4 Ferne Zukunft - oberer Rand	+83	-14	+30	-10	+56	-7	+44	-19
5 Ferne Zukunft - unterer Rand	-98	-118	+8	-16	+22	-22	+10	-35

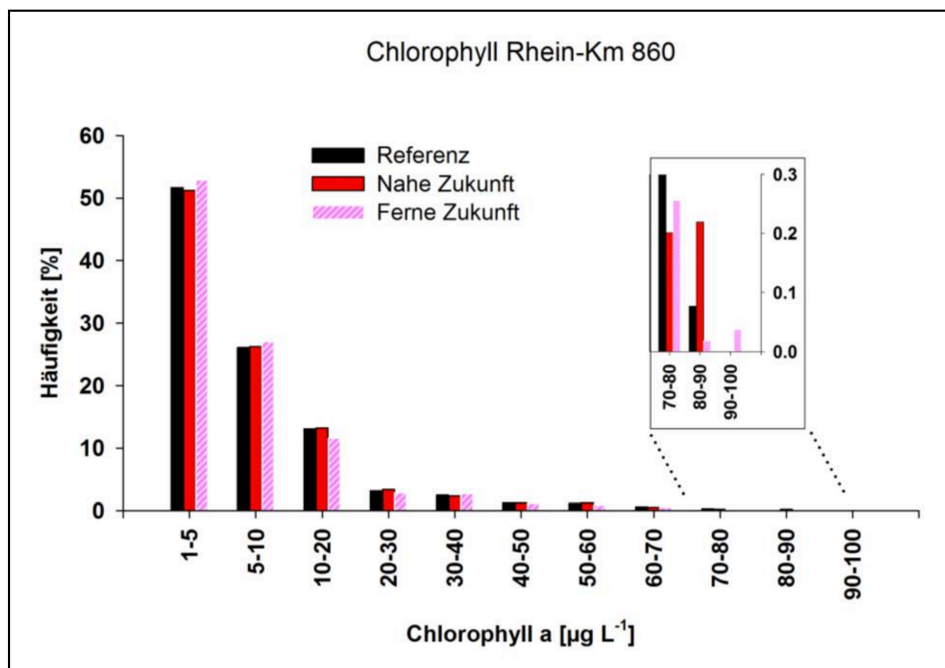
Die Biomasse der Algen, indiziert als Chlorophyll *a* Konzentration, steigt im Mittel flussabwärts an. Dieser Anstieg ist in der fernen Zukunft etwas geringer als in der Referenzperiode (Kette 1, Abb. 4; Bezeichnungen der Modellketten siehe Tab. 3). Dies führt zu niedrigeren Chlorophyll-Mittelwerten am Ende des modellierten Flussabschnittes (Rhein-km 860) in der fernen Zukunft. Im Gegensatz dazu steigen die Maximalwerte in der fernen Zukunft am Ende der modellierten Strecke leicht an.



**Abb. 4:** Simulationsergebnisse der „mittleren“ Modellkette (A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3) für Chlorophyll *a*: longitudinale Entwicklung des Maximums, Mittelwertes und Minimums dargestellt für die Vegetationsperiode (März - Oktober). Für die Bestimmung der Maximal- und Minimalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt. Die schwarzen Linien zeigen die Referenz, die roten die nahe und die lilafarbenen Linien die ferne Zukunft.

Die Häufigkeitsverteilung der Chlorophyllwerte zeigt, dass am Niederrhein (Rhein-km 860) geringe Konzentrationen im Bereich von  $1 - 5 \mu\text{g L}^{-1}$  in der fernen Zukunft häufiger auftreten und Werte im hohen Bereich von  $90 - 100 \mu\text{g L}^{-1}$  nur in der fernen Zukunft vorkommen (Abb. 5). Die Änderung der Chlorophyllgehalte ist für den unteren Rand, also die Modellkette mit den geringsten Abflüssen (Kette 5, A1B→ECHAM5r1→CLM24, vgl. Tabelle 3) in der fernen Zukunft am stärksten und liegt bei  $+4,2 \mu\text{g L}^{-1}$  bei Rhein-km 860 (Tab. 7). Insgesamt ist jedoch die modellierte Veränderung der Chlorophyllkonzentration extrem gering und liegt innerhalb der Modellunsicherheiten.

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

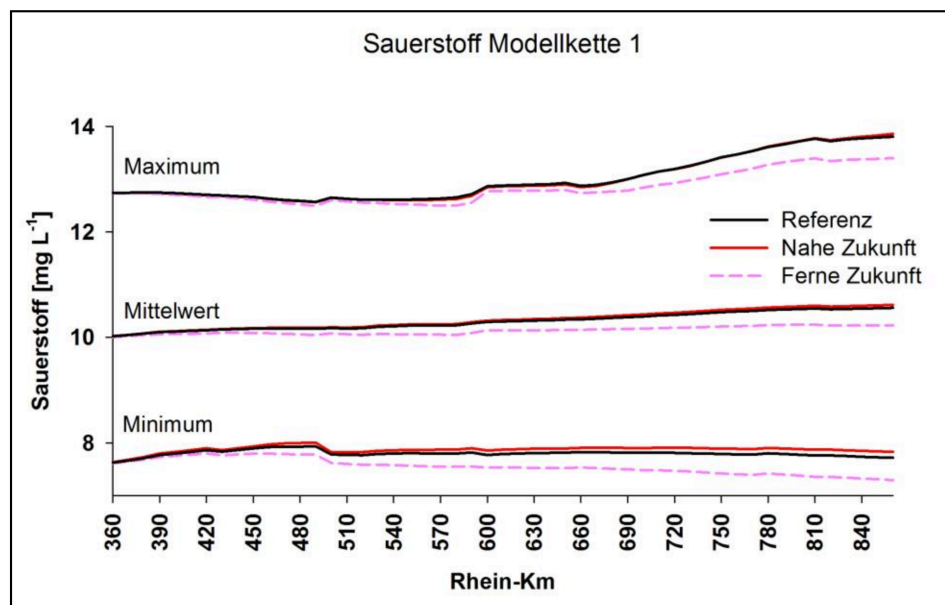


**Abb. 5:** Häufigkeitsverteilung der Chlorophyllkonzentration als Tagesmittelwert bei Rhein-km 860. Überblick der Werte aller fünf Modellketten (definiert in Tab. 3) für den Referenzzeitraum, die nahe Zukunft und die ferne Zukunft.

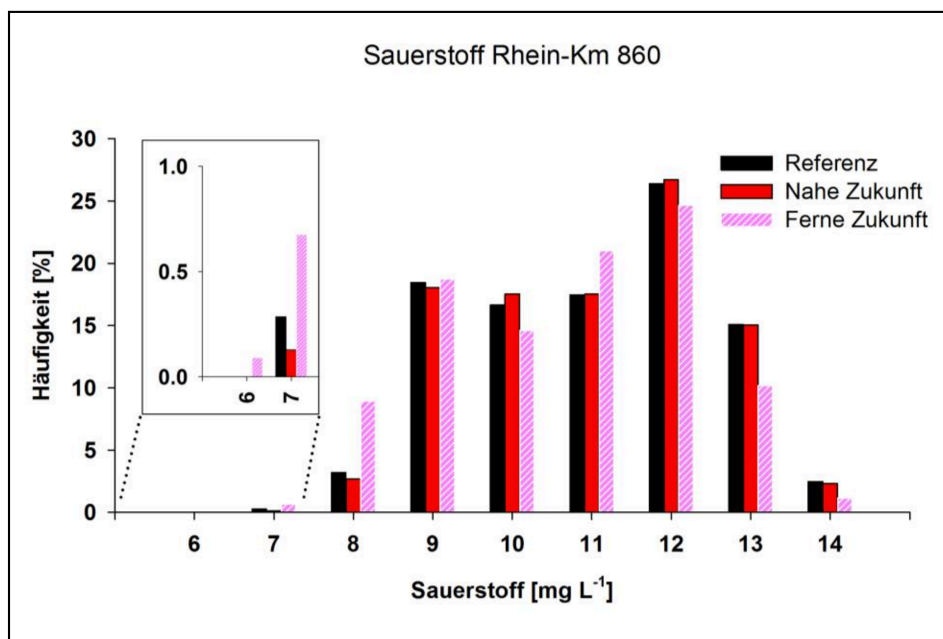
Entlang der Fließstrecke befindet sich die größte Differenz in der Sauerstoffkonzentration zwischen der fernen Zukunft und der Referenz im unteren Flussabschnitt (Kette 1; Abb. 6). Der Rückgang liegt hier bei bis zu  $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ . Die Häufigkeitsverteilung des Sauerstoffgehaltes am Niederrhein (Rhein-km 860) zeigt eine Zunahme im Bereich von  $6 - 8 \text{ mg L}^{-1}$  und eine Abnahme der Häufigkeiten im Bereich der maximalen Werte von  $12 - 14 \text{ mg L}^{-1}$  (Abb. 7). Die Sauerstoffkonzentration nimmt in der fernen Zukunft für alle untersuchten Modellketten ab (Tab. 8). Der stärkste Rückgang im mittleren Sauerstoffgehalt beträgt  $-0,4 \text{ mg L}^{-1}$  am Ende der Fließstrecke (Rhein-km 860) für die Modellkette des unteren Randes der fernen Zukunft. An der gleichen Stelle gehen auch die Minimalwerte in der fernen Zukunft am stärksten zurück ( $\Delta -0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ; Modellkette 5, A1B→ECHAM5r1→CLM24).

**Tab. 7:** Simulationsergebnisse aller fünf Modellketten (definiert in Tab. 3) für Chlorophyll, dargestellt als Delta-Wert ( $\Delta$ ) zwischen Projektions- und Referenzperiode: Mittelwert und Maximum der Vegetationsperiode (März – Oktober) jeder Modellkette bei Koblenz (Rhein-km 590) und am Niederrhein (Rhein-km 860). Für die Bestimmung der Maximalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt.

Chlorophyll <i>a</i> [ $\mu\text{g L}^{-1}$ ]	Rhein-km 590 (Mittel)	Rhein-km 860 (Mittel)	Rhein-km 590 (Max)	Rhein-km 860 (Max)
<b>Messwerte</b>	4,2	10,2	18,8	43,4
<b>Nahe Zukunft (<math>\Delta</math>)</b>				
1 Nahe Zukunft - Mittel	+ 0,2	+ 0,43	+ 0,84	+ 2,75
2 Nahe Zukunft - oberer Rand	- 0,17	- 0,7	- 1,54	- 3,84
3 Nahe Zukunft - unterer Rand	+ 0,01	+ 0,2	- 0,2	+ 1,5
<b>Ferne Zukunft (<math>\Delta</math>)</b>				
1 Ferne Zukunft - Mittel	+ 0,05	- 0,45	+ 0,19	+ 1,29
4 Ferne Zukunft - oberer Rand	- 0,44	- 0,99	- 1,26	- 1,84
5 Ferne Zukunft - unterer Rand	+ 0,3	+ 0,03	+ 2,06	+ 4,22



**Abb. 6:** Simulationsergebnisse der mittleren Modellkette (A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3) für Sauerstoff: longitudinale Entwicklung des Maximums, Mittelwertes und Minimums der Sauerstoff Werte dargestellt als Jahresmittelwert. Für die Bestimmung der Maximal- und Minimalwerte wurden die entsprechenden Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt. Die schwarzen Linien zeigen die Referenz, die roten die nahe und die lilafarbenen Linien die ferne Zukunft.



**Abb. 7:** Häufigkeitsverteilung des Sauerstoffgehalts als Tagesmittelwert bei Rhein-km 860. Überblick der Werte aller fünf Modellketten (definiert in Tab. 3) für den Referenzzeitraum, die nahe Zukunft und die ferne Zukunft.

**Tab. 8:** Simulationsergebnisse aller fünf Modellketten (definiert in Tab. 3) für Sauerstoff dargestellt als Delta-Wert zwischen Projektions- und Referenzperiode: Mittelwert und Maximum der Vegetationsperiode (März – Oktober) jeder Modellkette bei Koblenz (Rhein-km 590) und am Niederrhein (Rhein-km 860). Für die Bestimmung der Maximalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt.

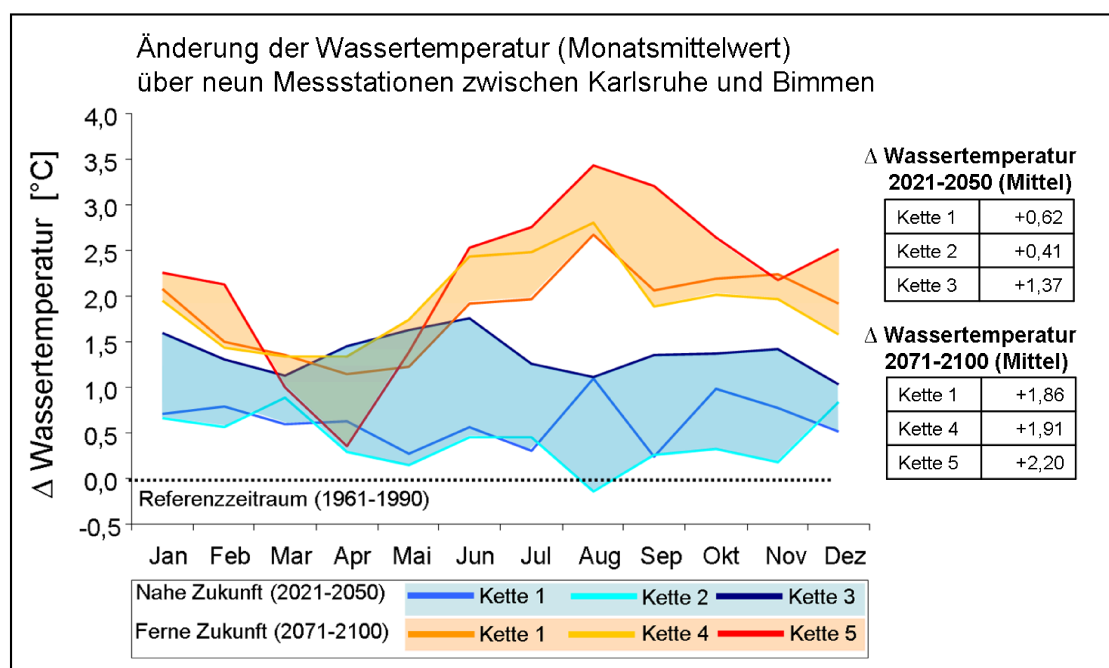
Sauerstoff (mg L <sup>-1</sup> )	Rhein-km 590 (Mittel)	Rhein-km 860 (Mittel)	Rhein-km 590 (Min)	Rhein-km 860 (Min)
<b>Messwerte</b>	8,9	8,8	7,3	5,6
<b>Nahe Zukunft (Δ)</b>				
1 Nahe Zukunft - Mittel	0	0	+ 0,1	+ 0,1
2 Nahe Zukunft - oberer Rand	0	0	0	+ 0,1
3 Nahe Zukunft - unterer Rand	- 0,1	- 0,1	+ 0,1	0
<b>Ferne Zukunft (Δ)</b>				
1 Ferne Zukunft - Mittel	- 0,2	- 0,4	- 0,2	- 0,4
4 Ferne Zukunft - oberer Rand	- 0,2	- 0,2	- 0,3	- 0,3
5 Ferne Zukunft - unterer Rand	- 0,2	- 0,4	- 0,3	- 0,5

Die Ergebnisse der Wassertemperaturberechnung nach Ansatz 1 (Abschnitt 4.5), also der Vergleich mit den „Gütejahren“, werden in Anhang III dargestellt.

Die folgenden Ergebnisse zur Wassertemperatur beziehen sich auf Ansatz 2 (Absatz 4.6), also der umfassenden Berechnung von 30-jährigen Klima- und Abflussprojektionszeitreihen in der gesamten Bandbreite der Abflussprojektionen, ohne Berück-

sichtigung anthropogener Wärmeeinleitungen. Im frei fließenden Abschnitt des Rheins zwischen Karlsruhe (Rhein-km 359) und Bimmen (Rhein-km 865) ändert sich die Wassertemperatur (Monatsmittelwert über neun Stationen) in der nahen Zukunft im Bereich zwischen -0,2 bis +1,7 °C (Abb. 8). In der fernen Zukunft wirkt sich die klimabedingte Temperaturerhöhung stärker aus und liegt im Bereich von +0,4 bis +3,4 °C. Am deutlichsten steigt die Wassertemperatur im August (2,6 bis 3,4 °C).

Die mittlere Wassertemperatur im Jahresmittel über neun Messstationen steigt in der nahen Zukunft um +0,62 °C (Delta zwischen Referenz- und Projektionsperiode) für Modellkette 1, um +0,41 °C für Modellkette 2 und um +1,37 °C für Modellkette 3. In der fernen Zukunft steigt die mittlere Wassertemperatur um +1,86 °C für Modellkette 1, um 1,91 °C für Modellkette 4 und um 2,20 °C für Modellkette 5.

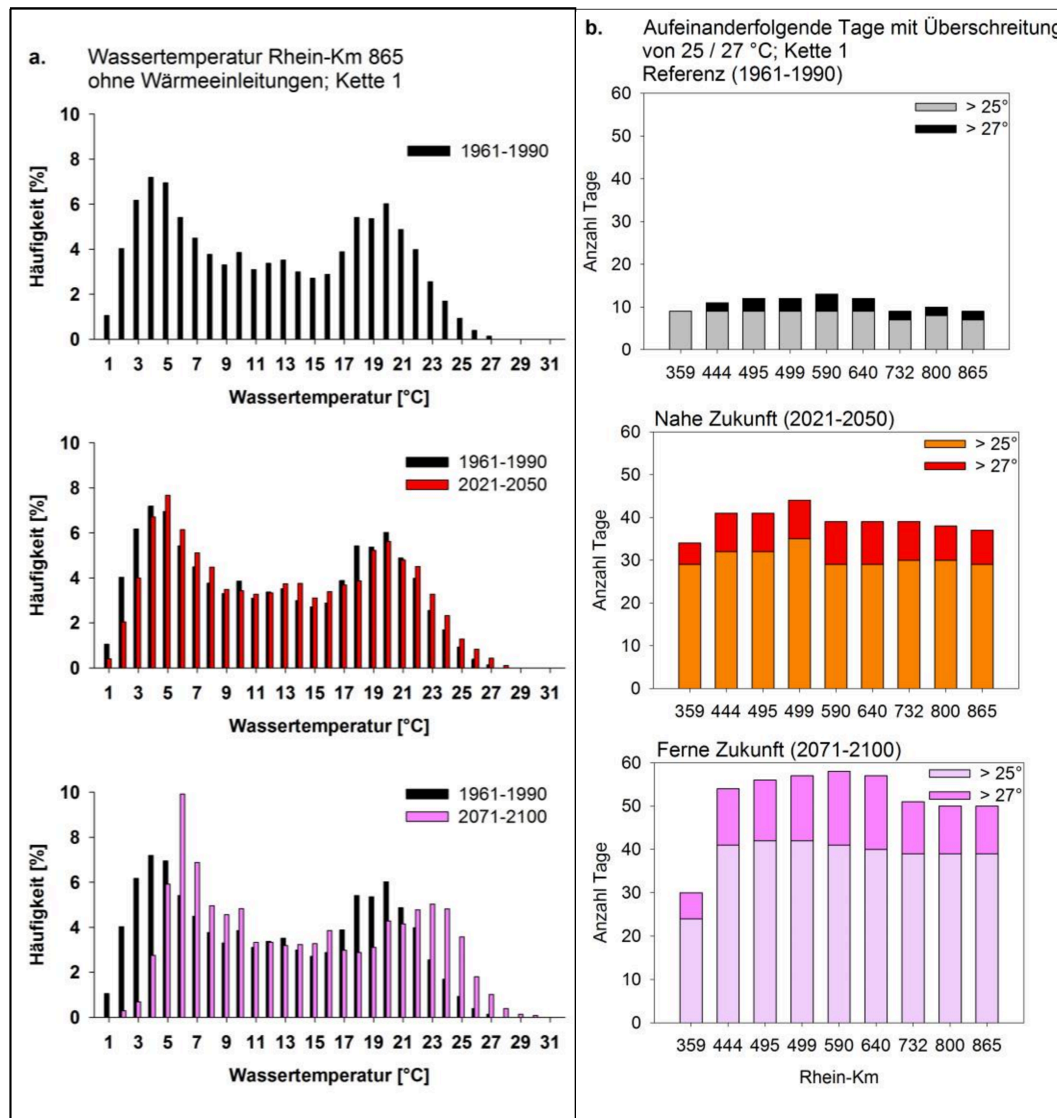


**Abb. 8:** Projizierte Änderung der Wassertemperatur (Monatsmittel) der Bandbreite der Modellketten verglichen mit der Referenzperiode (1961 – 1990). Dargestellt sind Mittelwerte der neun Messstationen auf der frei fließenden Rheinstrecke zwischen Karlsruhe und Bimmen für die nahe Zukunft (blau) und die ferne Zukunft (rot). Jahresmittelwerte über neun Messstationen sind für jede Modellkette (definiert in Tab. 3) angegeben (Berechnung der Wassertemperaturen nach Ansatz 2, beschrieben in Abschnitt 4.6).

In der nahen Zukunft treten höhere Wassertemperaturen ab 22 °C häufiger auf als im Referenzzeitraum (Abb. 9a). Niedrigere Wassertemperaturen (1 – 4 °C) treten dagegen seltener auf. Diese Verschiebung hin zu häufiger auftretenden hohen Wassertemperaturen ist in der fernen Zukunft noch deutlicher zu erkennen: Wassertemperaturen ab 22 °C treten in der fernen Zukunft im Vergleich zur Referenz

häufiger und im Bereich von 23 bis 30 °C viel häufiger auf. Außerdem werden höhere Maximaltemperaturen erreicht.

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen



**Abb. 9:** a. Häufigkeitsverteilung der Wassertemperatur bei Rhein-km 865 im Referenzzeitraum (1961 – 1990), in der nahen Zukunft (2021 – 2050) und in der fernen Zukunft (2071 – 2100) dargestellt für Modellkette 1 (A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3). b. Anzahl aufeinanderfolgender Tage mit einer Überschreitung von 25 und 27 °C Wassertemperatur dargestellt für Kette 1 entlang der frei fließenden Strecke des Rheins. Ansatz 2.

Im Vergleich zum Referenzzeitraum (1961 – 1990) steigt bereits in der nahen Zukunft (2021 – 2050) an der Station Koblenz (Rhein-km 590) die maximale Anzahl aufeinander folgender Tage mit Wassertemperaturen über 25 °C von 9 auf 29 Tage (Modellkette 1, Abb. 9b). Die Anzahl aufeinander folgender Tage bezieht sich dabei auf die längste Hitzeperiode, die innerhalb des 30jährigen Zeitraums auftritt. In der



fernen Zukunft verlängert sich der maximale Zeitraum von Tagen mit über 25 °C Wassertemperatur auf 41 Tage. Die maximale Länge von Perioden über 27 °C steigt von 4 Tagen im Referenzzeitraum auf 10 Tage in der nahen Zukunft und 17 Tagen in der fernen Zukunft. In der fernen Zukunft sind die maximalen Zeiträume hoher Wassertemperaturen also rund viermal länger als in der Referenzperiode. Eine vollständige Darstellung der Bandbreiten findet sich in Tabelle 9. Ähnliche Effekte ergeben sich für die Dauer der längsten Hitzeperioden im Mittel der jeweiligen dreißigjährigen Vergleichszeiträume. In der nahen Zukunft steigt die Anzahl aufeinander folgender Tage über 25 °C gegenüber dem Referenzzeitraum um etwa den Faktor 2 an (von 3 auf 5 Tage), in der fernen Zukunft um den Faktor 4 (von 3 auf 12 Tage).

**Tab. 9:** Simulationsergebnisse aller fünf Modellketten (definiert in Tab. 3) zur Berechnung der längsten Periode mit durchgehend hohen Wassertemperaturen im Rhein bei Koblenz (Rhein-km 590). Bei der Referenzperiode bezieht sich die Zahl ohne Klammer auf die für die nahe Zukunft verwendete Modellkette und die Zahl in Klammern auf die für die ferne Zukunft verwendete Modellkette.

<b>Längste Periode &gt; 25 °C</b>	<b>Referenz (1961 – 1990)</b>	<b>Nahe Zukunft (2021 – 2050)</b>	<b>Ferne Zukunft (2071 – 2100)</b>
Oberer Rand	7 (11)	13	44
Unterer Rand	16 (14)	26	28
Modellkette 1	9	29	41
<b>Längste Periode &gt; 27 °C</b>	<b>Referenz (1961 – 1990)</b>	<b>Nahe Zukunft (2021 – 2050)</b>	<b>Ferne Zukunft (2071 – 2100)</b>
Oberer Rand	0 (0)	2	17
Unterer Rand	1 (0)	5	8
Modellkette 1	4	10	17

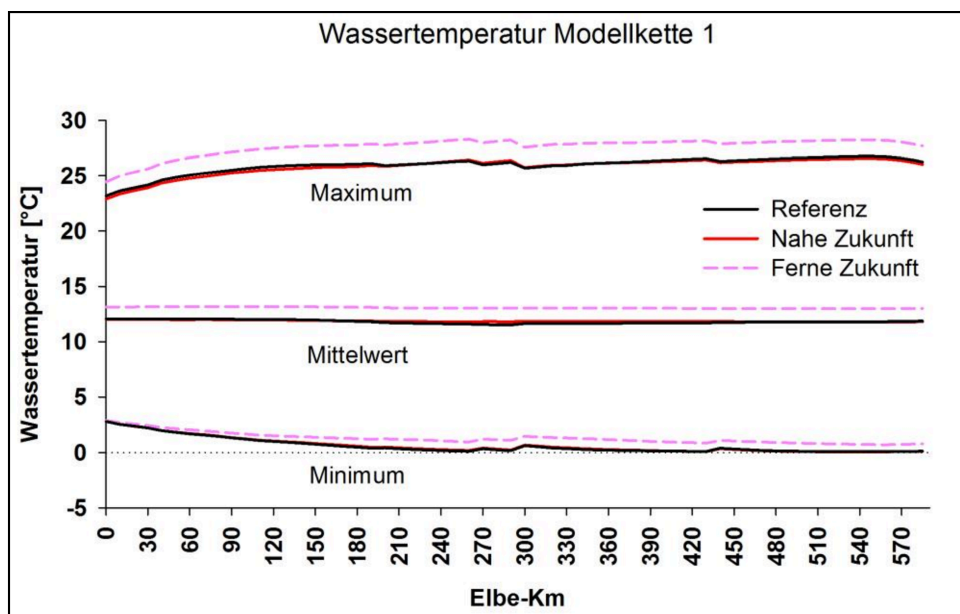
### *Flussgebiet Elbe*

Für die Elbe-Modellrechnungen wurde aus Kapazitätsgründen nur eine repräsentative Modellkette (Kette 1, A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS) aus dem gesamten KLIWAS-Ensemble ausgewählt (siehe Abschnitt 4.4 und für die Modellkettenbezeichnung Tab. 3). Es wird im Folgenden ausschließlich auf die Wassertemperatur eingegangen, da diese Daten von anderen Projekten in der Modellkette benötigt und deshalb prioritär betrachtet wurden.

Die folgenden Ergebnisse zur Wassertemperatur beziehen sich auf den Berechnungsansatz 1 (siehe Abschnitt 4.5). Die Eingangstemperaturen bei Elbe-km 0 sind aufgrund von Abwärmeeinleitungen in Tschechien leicht erhöht. Dies wird vor allem bei den Minimalwerten deutlich. Diese sinken entlang der Fließstrecke ohne weitere Einleitungen erheblicher Wärmemengen deutlich ab und erreichen 0 °C an der unteren Mittel-elbe. Die Maximalwerte steigen entlang der Fließstrecke leicht an. Der

Unterschied zwischen der Wassertemperatur in der Referenzperiode (1961 – 1990) und in der nahen Zukunft ist gering, während in der fernen Zukunft die mittlere Wassertemperatur um 1,5 °C ansteigt. Extreme Hitzeperioden innerhalb des modellierten Zeitraums von 5 Jahren (aktuelle Jahre 2000; 2005 – 2008 mit dem Klimasignal der Zeiträume 1961 – 1990; 2021 – 2050; 2071 – 2100) verlängern sich besonders in der fernen Zukunft. Die Anzahl an Tagen mit einer Wassertemperatur über 27 °C steigt von 4 Tagen im Referenzzeitraum auf 5 Tage in der nahen und auf 19 Tage in der fernen Zukunft.

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

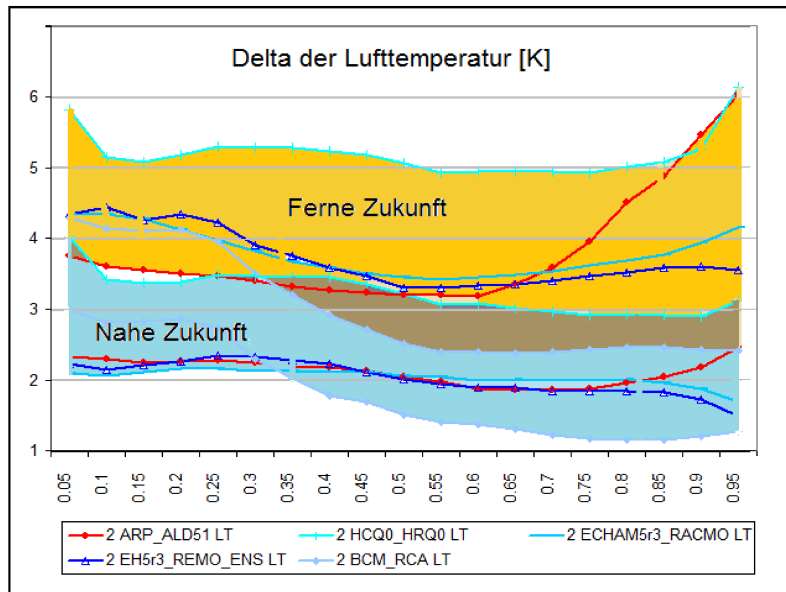


**Abb. 10:** Simulationsergebnisse der mittleren Modellkette (Kette 1, A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3) für die Wassertemperatur: longitudinale Entwicklung des Maximums, Mittelwertes und Minimums. Für die Bestimmung der Maximal- und Minimalwerte wurden die entsprechenden Werte aller simulierten Jahre gemittelt. Die schwarzen Linien zeigen die Referenz, die roten die nahe und die lilafarbenen die ferne Zukunft.

### *Berliner Gewässer*

Die Abb. 11 zeigt die Verteilung der Lufttemperatur für verwendete KLIWAS-Modellketten. Es zeigt sich eine relativ große Spannweite des Klimaänderungssignals, vor allem bei hohen Temperaturen. Die von den Modellketten aufgespannten Änderungsbereiche liegen schon für die nahe Zukunft deutlich im positiven Bereich, deuten also auf eine zu erwartende Erwärmung relativ zum KLIWAS Referenzzeitraum um ca. 2 – 3 °C hin. In der fernen Zukunft ist mit einer weiteren Erwärmung zu rechnen, so dass insgesamt ein Anstieg von 3 – 5 °C zu erwarten ist.





**Abb. 11:** Spannweite des bei den Berlin-Modellrechnungen verwendeten Klimawandelsignals der Lufttemperatur (delta-Temp [K], Station Potsdam) im Verhältnis zur KLIWAS Referenzperiode (1961 - 1990), x-Achse: Perzentil der Werteverteilung.

Auf die eingesetzten Änderungen des Abflusses (vgl. auch Abb. 3) wird jeweils zusammen mit den Güteergebnissen eingegangen, da sie viel zum Verständnis des Ergebnisses beitragen.

### Modellierte Klimawandeleffekte auf Wassertemperaturen in den Berliner Gewässern

Die modellierten Ergebnisse werden hier auf dreierlei verschiedene Weise dargestellt bzw. ausgewertet:

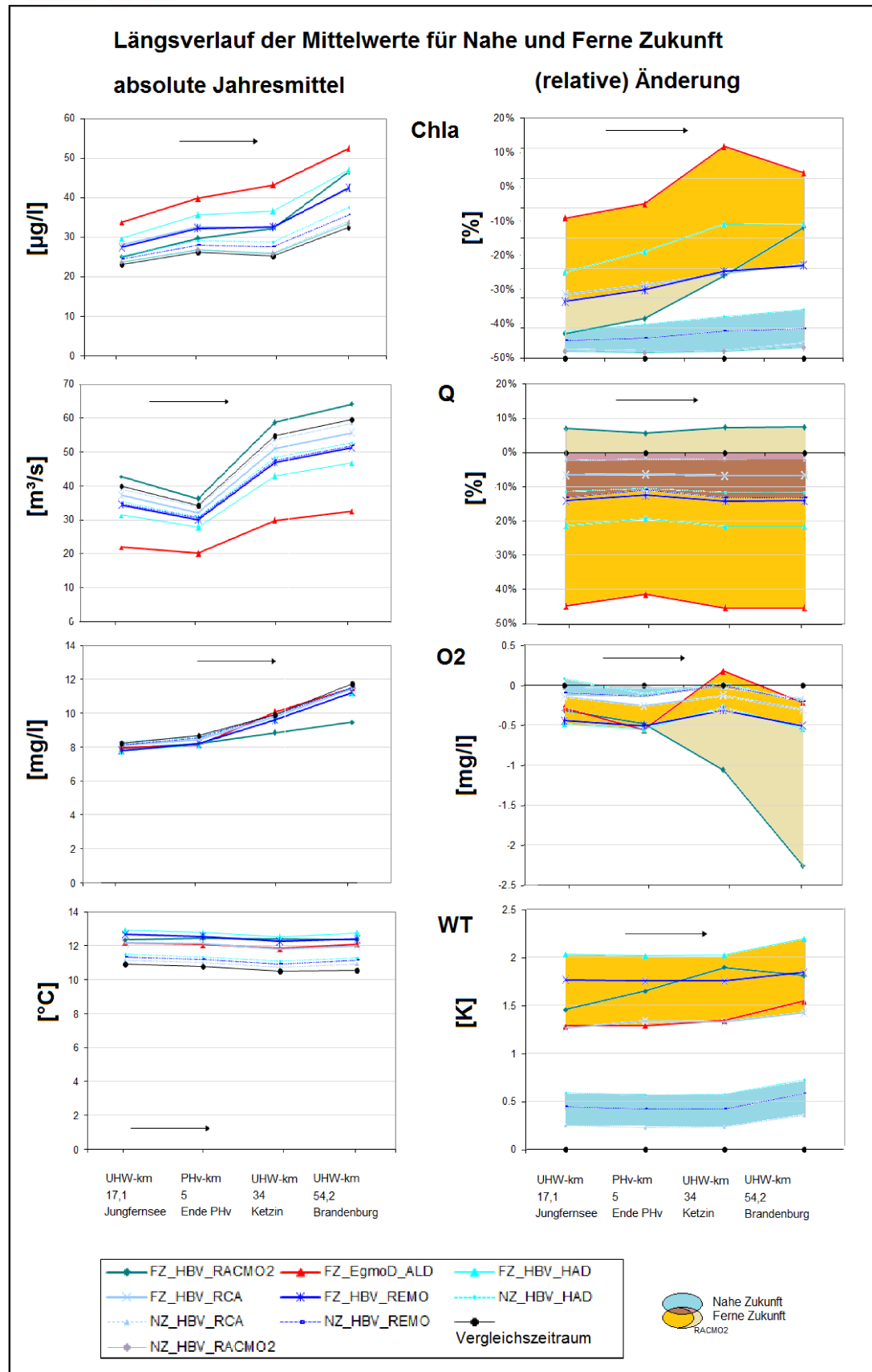
1. Betrachtung von vier Stationen entlang der Fließstrecke: absolute Modellwerte und relatives Klimaänderungssignal
2. Monatsmittelwerte (unterer Modellrand Brandenburg): Darstellung des Klimaänderungssignals im Saisonverlauf (unterer Modellrand Brandenburg) zunächst als absolute, danach als relative Monatsmittelwerte. So ist eine Einschätzung der saisonalen Spannweiten der relativen Änderungen durch Klimawandel möglich
3. Relative Änderung in der Verteilung der Werte: Auswirkungen auf hohe / niedrige Werte und Extremwerte

Im westlichen Teilgebiet der Berliner Gewässer sind klimawandelbedingt (unter Berücksichtigung der Wassermengenbewirtschaftung) deutliche Abflussrückgänge und eine Steigerung der Wassertemperaturen zu erwarten (Abb. 12). Während der beschriebene Effekt in der nahen Zukunft bei geringerer Spannweite noch nicht so

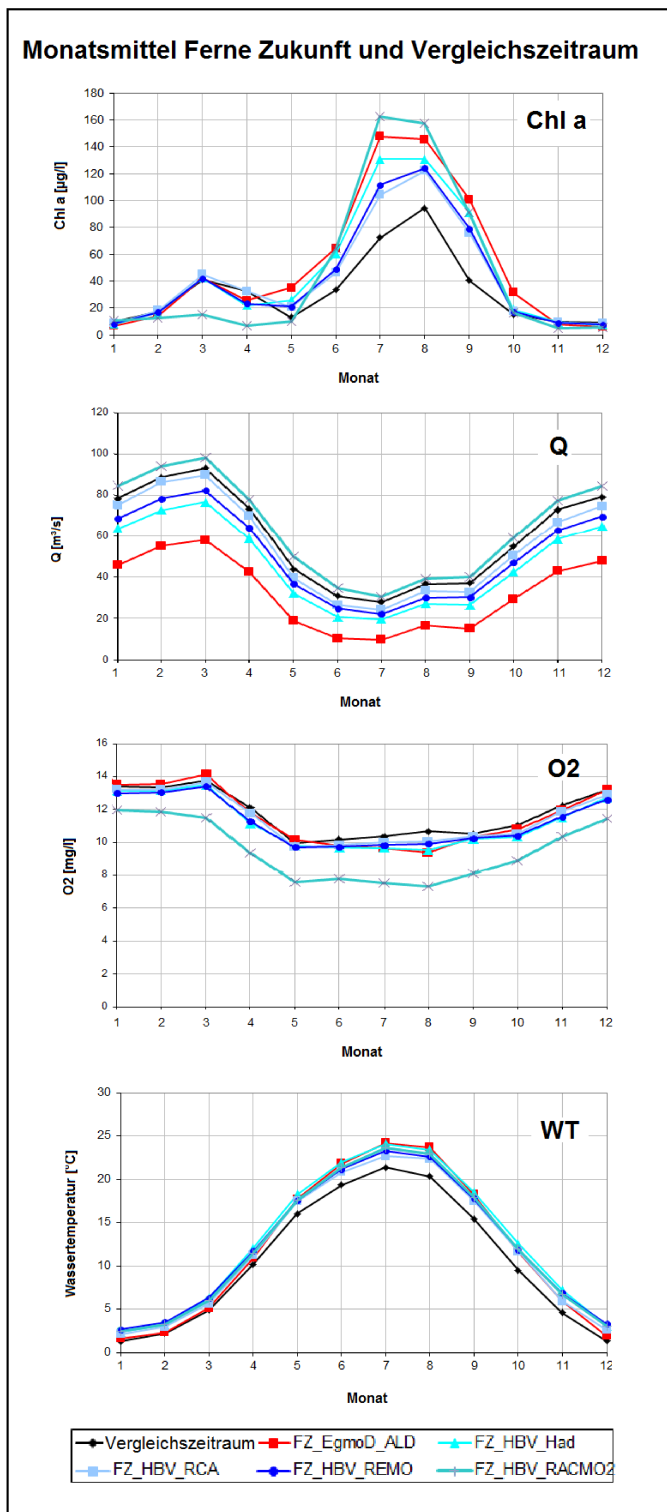
deutlich ausgeprägt ist, verstärkt er sich in der fernen Zukunft bei zunehmender Spannweite.

Während die Spannweiten der Wassertemperatur- (ferne Zukunft ca. +1,25 bis +2,25 K) und Abflussänderungen (ferne Zukunft ca. -45 % bis +7,5 %) im gesamten Längsverlauf ähnlich hoch sind, zeigen sich für Chlorophyll *a* und Sauerstoff Unterschiede im Längsverlauf (siehe Abb. 12). Im oberen Teil des Modellgebietes wurde bezüglich des Chlorophyll *a* in der nahen Zukunft eine mittlere Spannweite von ca. +10 bis +24 %, in der fernen Zukunft ca. +30 bis +65 % ermittelt.

Bezüglich des Sauerstoffs fällt eine Modellkette in der fernen Zukunft im unteren Modellgebiet heraus: RACMO2 zeigt ab Ketzin einen deutlichen Abfall der Sauerstoffkonzentrationen, was zumindest vordergründig betrachtet nicht unmittelbar plausibel erscheint. Es müssen noch weitere Auswertungen erfolgen, daher werden die Ergebnisse dieser Modellkette unter Vorbehalt (heller hervorgehoben) dargestellt (Abb. 12).



**Abb. 12:** Mittelwerte modellierter Parameter im Längsverlauf (oberer Modellrand: UHW-km 0): links: absolute Werte, rechts: prozentuale bzw. absolute Änderung relativ zu Vergleichszeitraum, Pfeil: Fließrichtung, gelb = ferne Zukunft, blau = nahe Zukunft.



**Abb. 13:** Monatsmittelwerte von Chlorophyll *a* (Chl *a*), Abfluss (Q), Sauerstoff (O<sub>2</sub>) und Wassertemperatur (WT) der für die ferne Zukunft modellierten Klimäläufe, Station Brandenburg (unterer Modellrand).

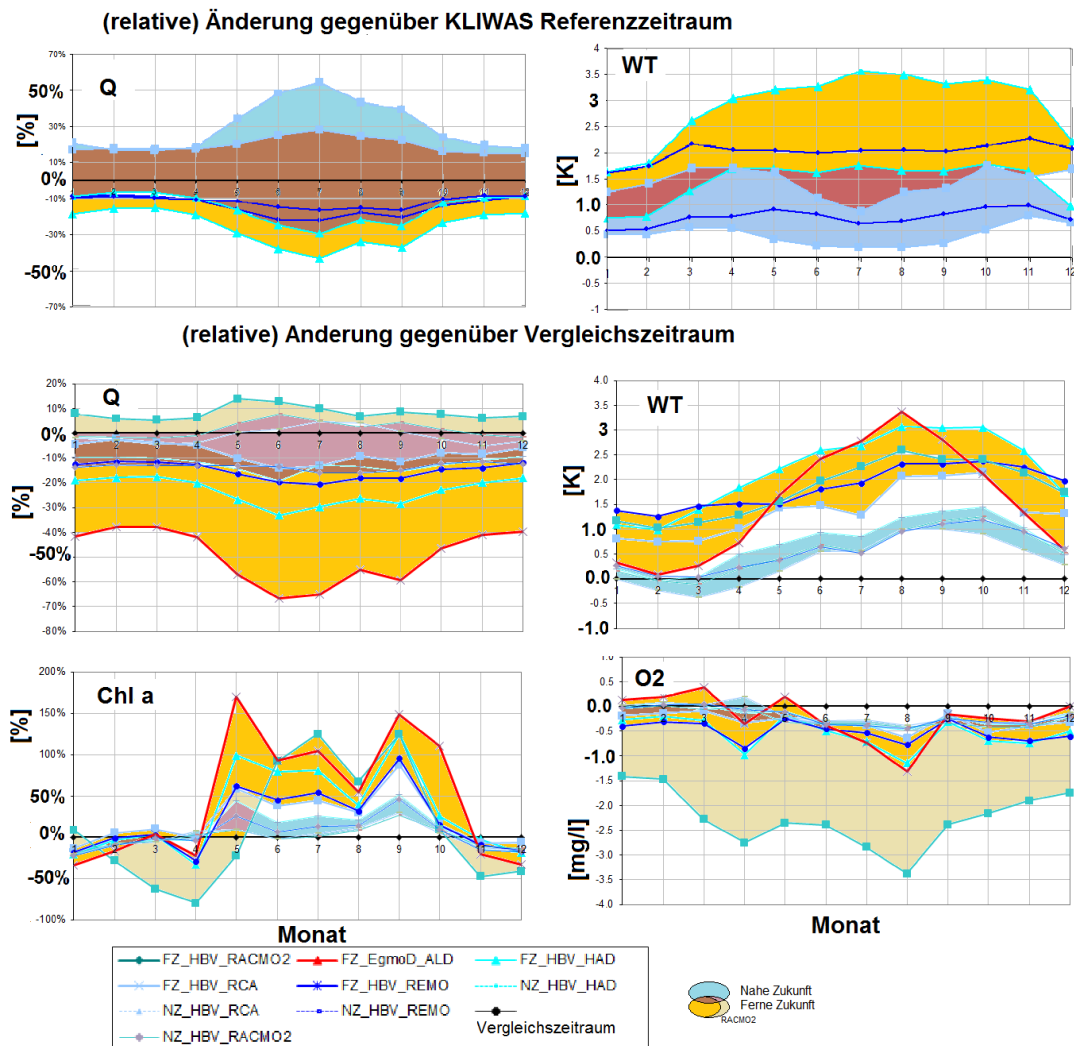
Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen

Vor allem in den Sommermonaten kommt es klimawandelbedingt (Wetter und Abfluss) unter sonst gleichen Rahmenbedingungen zu einer höheren Algenproduktivität (Abb. 13). Die Erwärmungseffekte des Wassers werden ebenfalls in der Jahresmitte besonders deutlich. Die Unterschiede zwischen Vergleichszeitraum (1996 – 2025) und ferner Zukunft sind auch bei der saisonalen Darstellung wesentlich ausgeprägter als gegenüber der nahen Zukunft.

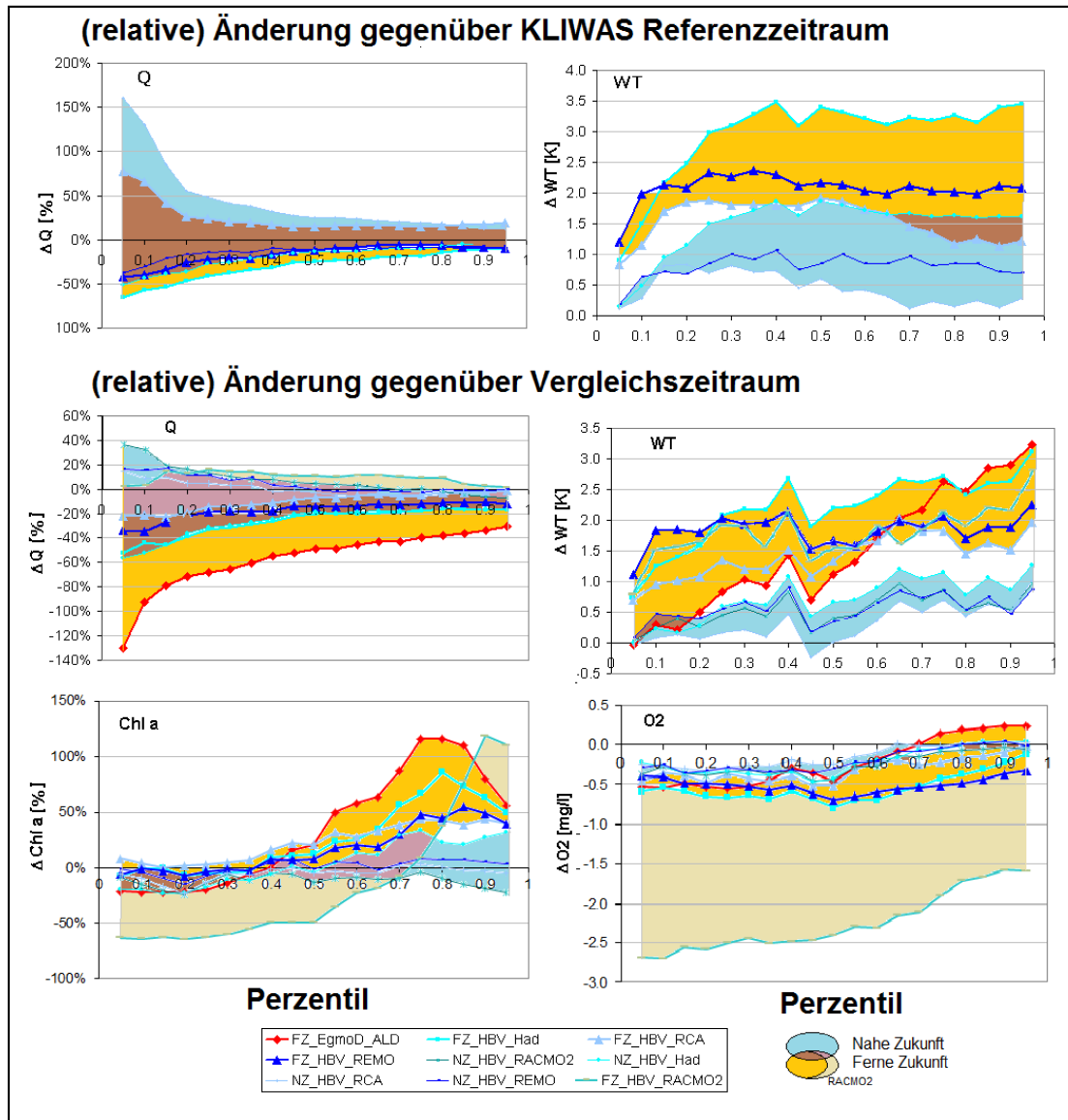
Die Simulationen zeigen für die verschiedenen Modellketten z.T. deutliche Unterschiede zwischen den Referenzzeiträumen (KLIWAS und Vergleichszeitraum). Bei Auswertung mit Bezug auf verschiedene Referenzzeiträume ergeben sich deshalb auch sehr unterschiedliche Klimawandeleffekte. Insgesamt erscheinen die modellierten Gewässergüteergebnisse im Verhältnis zum Vergleichszeitraum solider und realistischer als im Vergleich zur Referenzperiode, weil zur Berechnung des KLIWAS-Referenzzeitraumes wegen fehlender Daten sehr konstruierte Annahmen getroffen werden mussten. Trotzdem wird, um den KLIWAS Bezug zu wahren, zumindest für den Abfluss und Wassertemperatur auch die Änderung in Bezug auf den KLIWAS-Referenzzeitraum dargestellt (Abb. 14 oben).

Die modellierten Wassertemperaturen steigen im Sommer in der nahen, vor allem aber in der fernen Zukunft deutlich an (Abb. 13). In Folge dessen sinken die mittleren Sauerstoffgehalte etwas ab. Die Auswertung der klimabedingten (relativen) Differenzen wird im Folgenden eingehender betrachtet.

Es zeigt sich insgesamt eine große Spannweite der zu erwartenden Abflussänderungen, die in der fernen Zukunft noch ausgeprägter ist als in der nahen Zukunft. Sie ist bei für die Gewässergüte besonders relevanten niedrigen Abflüssen deutlich größer als bei mittleren oder hohen. Entsprechend der modellierten Spannweite beim Abfluss wird auch eine große Spannweite an möglichen Auswirkungen auf Güteparameter modelliert, wobei sich diese vor allem bei hohen Chlorophyll *a* Werten zeigt (Faktor 3, Abb. 14). Die Bandbreite der eingesetzten Abflüsse und des modellierten Chl *a* schließt gegenüber dem Vergleichszeitraum in der nahen Zukunft ähnlich hohe Veränderungen nach oben wie auch nach unten ein. In der fernen Zukunft hingegen verschiebt sich die Bandbreite deutlich hin zu geringeren Abflüssen und zu höheren Chl *a* Konzentrationen. Während der Sommermonate reicht die modellierte Spannweite der Monatsmittelwerte des Chl *a* in der fernen Zukunft von ca. +10 bis +150 % Steigerung der Algenbiomasse.



**Abb. 14:** T2 Berliner Gewässer, Station Brandenburg (unterer Modellrand): Monatsmittelwerte der klimawandelbedingten Differenzen ausgewählter Güteparameter: oben: Änderung von Wassertemperatur und Abfluss im Verhältnis zum KLIWAS Referenzzeitraum, Mitte/unten: Änderung von Wassertemperatur, Abfluss sowie Chlorophyll *a* und Sauerstoff im Verhältnis zum Vergleichszeitraum.



**Abb. 15:** T2 Berliner Gewässer, Station Brandenburg (unterer Modellrand): Werteverteilung (x-Achse: Perzentil) der durch Klimawandel bedingten Differenzen ausgewählter Güteparameter: Änderung von Wassertemperatur und Abfluss im Verhältnis zum KLIWAS Referenzzeitraum (oben) bzw. Vergleichszeitraum (Mitte), unten: Änderung von Wassertemperatur, Abfluss sowie Chlorophyll *a* und Sauerstoff im Verhältnis zum Vergleichszeitraum.

Bezüglich der Wassertemperaturen und des Sauerstoffs sind – unabhängig von den beschriebenen Spannweiten – eindeutige Trends zu erwarten: die Wassertemperaturen steigen im Verhältnis zum Vergleichszeitraum in einer ähnlichen Größenordnung wie für den Rhein modelliert. Bei sehr geringen Wassertemperaturen zeigt das Modell eine deutlich geringere klimabedingte Änderung als bei mittleren und hohen. Gleichzeitig sinken die Sauerstoffkonzentrationen bei niedrigeren Konzentrationen (Werte kleiner als Median) in der nahen Zukunft um ca. 0,3 mg L<sup>-1</sup>, in der fernen Zukunft um ca. 0,5 mg L<sup>-1</sup> gegenüber dem Vergleichszeitraum, während bei höheren

Konzentrationen kein eindeutiger Trend zu erwarten ist (Abb. 15). Höhere maximale Algenbiomassen führen zu gesteigerter Sauerstoffproduktion und kompensieren so zumindest teilweise die physikalisch bedingte geringere Löslichkeit des Sauerstoffs bei höheren Wassertemperaturen.

Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen

## 7.2 Kernaussagen zu den Ergebnissen

### *Flussgebiet Rhein*

1. Die Wassertemperaturen des Rheins werden durch Wärmeeinleitungen (genehmigte Einleitungen, Stand 2006) in ähnlichem Maße erhöht, wie dies in der nahen Zukunft klimabedingt möglich ist. Die klimabedingte Erhöhung der Wassertemperatur in der nahen Zukunft liegt im Jahresmittel bei +0,6 bis +1,4 °C. In der fernen Zukunft wirkt sich die klimabedingte Temperaturänderung stärker aus und liegt im frei fließenden Abschnitt des Rheins zwischen Karlsruhe und Bimmen im Jahresmittel bei +1,9 bis +2,2 °C gegenüber dem Referenzzeitraum 1961 – 1990.
2. Die Simulationen zeigen für die nahe und ferne Zukunft eine erhebliche Verlängerung von Perioden mit hohen Wassertemperaturen. Die simulierte maximale Zahl von aufeinanderfolgenden Tagen mit Wassertemperaturen über 27 °C steigt von 4 Tagen im Referenzzeitraum 1961 – 1990 auf 10 Tage in der nahen und 17 Tage in der fernen Zukunft (Modellkette 1, A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, Messstelle Koblenz; vgl. Tab. 3). Die Bandbreite für die längste Periode mit Wassertemperaturen über 27 °C in der fernen Zukunft liegt bei 8 – 17 Tagen und für die längste Periode mit Wassertemperaturen über 25 °C bei 28 – 44 Tagen (s. Tab. 9).
3. Die Algenentwicklung wird durch zukünftig veränderte Abflüsse oder Wassertemperaturen nur geringfügig beeinflusst, die mittleren Sauerstoffkonzentrationen nehmen aufgrund erhöhter Wassertemperaturen leicht ab. Kritische Sauerstoffkonzentrationen unter 6 mg L<sup>-1</sup> sind aber nicht zu erwarten.
4. Ansteigende Wassertemperaturen können jedoch das Nahrungsnetz im Rhein beeinflussen. Diese indirekte Folge des Klimawandels über Nahrungsnetzeffekte könnte die Gewässergüte stärker beeinflussen als direkte Klimawandeleffekte. Diese Effekte wurden im Modell bislang nicht betrachtet.
5. Reduzierte Wärmeeinleitungen könnten den Klimaeffekt dämpfen und so der Erwärmung durch den Klimawandel entgegenwirken. Dies gilt allerdings nicht bei hohen Wassertemperaturen (ab 28 °C), da unter diesen Bedingungen bereits heute die Wärmeeinleitungen eingeschränkt werden.



## *Handlungsempfehlungen*

Während die Simulationen einen signifikanten und in der fernen Zukunft erheblichen Anstieg der Wassertemperaturen des Rheins projizieren, sind die daraus folgenden Änderungen des Sauerstoffhaushalts als moderat und die der Algenbiomasse als gering einzuschätzen. Es ergeben sich daher aus dem Klimawandel keine direkten Folgen für Betrieb und Unterhaltung der Wasserstraße Rhein durch die WSV mit Bezug auf die oben genannten Kenngrößen der Gewässergüte. Allerdings kann es zu erheblichen, im vorliegenden Projekt nicht näher untersuchten Effekten kommen, wenn durch erhöhte Wassertemperaturen das Nahrungsnetz im Rhein verändert wird. Dies sollte in Forschungsprojekten gezielt untersucht oder zumindest weiterhin im Rahmen des Gewässergütemonitorings von Phytoplankton, Nährstoffen, Sauerstoff und Makrozoobenthos beobachtet werden, wie es von den Bundesländern in Zusammenarbeit mit der BfG und der IKSr bereits durchgeführt wird. Maßnahmen der WSV, die auf eine Verbesserung des ökologischen Potenzials des Rheins abzielen, können als „no regret“ Maßnahmen zur Resilienz<sup>2</sup> des „Ökosystems Rhein“ gegenüber den Folgen des Klimawandels beitragen.

Im Rhein wird der Klimaeffekt durch zahlreiche Wärmeeinleitungen überlagert, die den Wärmehaushalt des Flusses maßgeblich prägen (IKSR 2006). Eine Überprüfung und Anpassung der Wärmelastpläne wäre daher im Hinblick auf den Klimawandel eine sinnvolle Maßnahme. Ein Schwellenwert von 28 °C Wassertemperatur könnte in Zukunft häufiger erreicht werden, wodurch es öfter zu Einschränkungen der genehmigten Einleitmengen kommen kann. Durch eingeschränkte Wärmeeinleitungen kann der Effekt des Klimawandels zumindest zeitweise gedämpft werden. Dies wirkt jedoch nur bedingt bei sehr hohen Wassertemperaturen, da unter diesen Bedingungen bereits heute die Wärmeeinleitungen eingeschränkt werden. Bei der Fortschreibung der Wärmelastpläne, ggf. auch im Zuge von Genehmigungsverfahren bei Planungen Dritter (z. B. Kraftwerke), sollten die Belange der WSV unter der Verwendung der hier vorgelegten Forschungsergebnisse in den entsprechenden Verfahren (z. B. Stellungnahmen) eingebracht werden.

## *Flussgebiet Elbe*

Der Temperaturhaushalt des frei-fließenden deutschen Elbaschnittes ist im Gegensatz zum Rhein nicht durch zusätzliche Wärmeeinleitungen geprägt. Ein deutlicher klimabedingter Anstieg der Wassertemperaturen ist für die ferne Zukunft zu erwarten (+1.5°C), extreme Hitzeperioden können sich um den Faktor 4 verlängern (Modellkette 1, A1B→ECHAM5r3→ REMO-ENS). Im Referenzzeitraum (1961-

---

<sup>2</sup> Resilienz: Widerstandsfähigkeit eines Systems. Die Resilienz bezeichnet dessen Potenzial, Störungen oder Veränderungen aufzunehmen, ohne seine grundlegenden Qualitäten und funktionalen Eigenschaften zu verlieren (Holling 1973).

1990) werden an 4 Tagen Wassertemperaturen von 27 °C überschritten, während sich diese Zeitspanne auf 5 Tage in der nahen, bzw. 19 Tage in der fernen Zukunft verlängert.

### *Modellgebiet Berlin*

1. Entsprechend der modellierten Bandbreite zukünftiger Abflüsse (Havel Ketzin -50 % bis +15 %) wird auch eine große Spannweite an möglichen Auswirkungen auf Güteparameter modelliert, wobei sich diese vor allem durch einen bis zu dreifachen Anstieg in den Chlorophyll *a* Werten zeigt. Während die Abflüsse und Algenbiomassen in der nahen Zukunft in einem ähnlichen Bereich liegen wie im Vergleichszeitraum 1996 – 2025, verschiebt sich die Bandbreite in der fernen Zukunft deutlich zu geringeren Abflüssen und höheren Algenbiomassen (Sommer-Monatsmittelwerte des Chlorophyll *a* ferne Zukunft: +10 % bis +150 % Steigerung).

2. Die Wassertemperaturen der Havel steigen gegenüber dem Vergleichszeitraum am unteren Modellrand im Mittel der verwendeten KLIWAS-Ketten in der nahen Zukunft um 0,55 °C (Bandbreite 0,34 – 0,72 °C), in der fernen Zukunft um 1,75 °C (1,37 – 2,19 °C). Gegenüber dem Referenzzeitraum, gerechnet mit nur drei Modellketten, steigt die Wassertemperatur in der nahen Zukunft um 0,88 °C (Bandbreite 0,42 – 1,44 °C), in der fernen Zukunft um 2,12 °C (Bandbreite 1,45 – 2,90 °C).

3. Die heute schon zeitweise vorhandenen Sauerstoffdefizite können sich verschärfen. Die Sauerstoffkonzentrationen sinken bei niedrigeren Konzentrationen (Werte kleiner als der Median) in der nahen Zukunft um ca. 0,3 mg L<sup>-1</sup> und in der fernen Zukunft bei vier der fünf verwendeten Ketten um ca. 0,5 mg L<sup>-1</sup> gegenüber dem Vergleichszeitraum, während bei höheren Konzentrationen kein so eindeutiger Trend zu erwarten ist. Die Modellkette mit den höchsten Abflüssen fällt in der fernen Zukunft am unteren Modellrand etwas heraus: sie zeigt ein um rund 50 % geringeres Algenwachstum und damit verknüpft eine um rund 2 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> geringere Sauerstoffkonzentration.

### *Handlungsempfehlungen*

Die Gütemodellierung ist im Modellgebiet Berlin gerade bei konkreten Bewirtschaftungsfragen wie Diskussionen um saisonal unterschiedliche Einleitstellen der Kläranlagen, Überleitungen, Stauraumbewirtschaftung, Nutzungsänderungen bzw. bei Ausbauverfahren sehr sinnvoll, um die Auswirkungen von Änderungen auf die Gewässergüte abzuschätzen. Die bisherigen Modellierungen können bei weitem nicht alle Aspekte dieser Fragestellungen abdecken. Das in KLIWAS aufgestellte Gütemodell wurde daher schon für mehrere Berichte im Auftrag des WNA Berlin verwendet, wobei auch Vergleichsrechnungen mit Ausbauquerprofilen erfolgten (BfG 2009, 2013a, 2014a, 2014b).

Im Raum Berlin ist aufgrund der insgesamt langen Wasseraufenthaltszeiten die Sensitivität der Gewässergüte gegenüber Klimawandel- und Bewirtschaftungsfaktoren sehr ausgeprägt. Bei den Modellrechnungen wurden viele Vereinfachungen verwendet. So wurden die Gewässergütedaten an den Modellrändern bis auf die Wassertemperatur nicht verändert. Es ist jedoch auch bezüglich der Gewässergüte in Zukunft von deutlichen Veränderungen auszugehen, die z.T. die Klimawandeleffekte verstärken (z. B. Anstieg des Chl *a* am oberen Rand), teilweise aber auch kompensieren könnten (Verringerung der Nährstoff- und Wärmefracht). Auch Bewirtschaftungen wurden bislang nur aufgrund des Basis-Szenarios (WBalMo) berücksichtigt. Konkretisierte Fragestellungen sind jeweils nötig, um adäquate Szenarien für zukünftige Anwendungen zu entwickeln.

Durch den Klimawandel könnten im Berliner Gewässernetz folgende heute schon kritische Effekte verstärkt werden, die bei Bewirtschaftungsfragen immer wieder von Interesse sind:

- kritisches O<sub>2</sub>-Limit wird lokal zeitweise unterschritten
- starker Anstieg der Algenbiomasse ist potenziell möglich
- Überlagerung des Klimaeffektes durch Abflussbewirtschaftung
- Überlagerung des Klimaeffektes durch Bewirtschaftung des Wärmehaushaltes

## 8 Diskussion und Ausblick

Die Gewässergütesimulationen dienen dazu, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte abzuschätzen und unterstützen somit auch die Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Gewässergütesimulationen ermöglichen es, zukünftige Entwicklungen abzubilden und deren Folgen abzuschätzen sowie mögliche Optionen zur Abmilderung dieser Folgen in Betracht zu ziehen.

### Wassertemperaturen

Die Änderungen der Wassertemperatur im Jahresmittel über neun Messstationen entlang der frei fließenden Strecke des Rheins liegen in der nahen Zukunft bei +0,6 bis +1,4 °C gegenüber dem KLIWAS-Referenzzeitraum (Ansatz 2). Der Anstieg in der fernen Zukunft beträgt +1,9 bis +2,2 °C (Ansatz 2). Die Projektionsergebnisse zeigen einen Anstieg der Monatsmittelwerte der Wassertemperatur im Monat August in der fernen Zukunft bis zu 3,4 °C. Innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte von 1990 bis 2009 liegen die gemessenen Monatsmittelwerte der Wassertemperatur für den Monat August (Tageswerte der Station Koblenz, BfG) bei 25,1 °C, Extremwerte bei über 28 °C (IKSR 2013). Durch den klimabedingten Temperaturanstieg könnten sich solche extremen Situationen noch weiter verschärfen. Bei der Modellierung für den Rhein wurde in der nahen und fernen Zukunft eine zweifach bzw. vierfach längere maximale Dauer von Hitzeperioden, d.h. ein Anstieg an aufeinanderfolgenden Tagen mit Wassertemperaturen über 27 °C von 4 auf 10, bzw. 17 Tage festgestellt. An der Station Koblenz betrug die Wassertemperatur von 1990 bis 2009 an 11 aufeinanderfolgenden Tagen über 27 °C an (im Jahr 2006). An zwei Tagen wurden sogar 28 °C überschritten. An der Station Koblenz sind Wassertemperaturen über 25 °C in sieben der letzten zwölf Jahre (1997 – 2009) aufgetreten, aber nur einmal im Zeitraum 1978 – 1989 (IKSR 2013). In Deutschland liegt der Schwellenwert der maximal erlaubten Wassertemperatur nach einer Wärmeeinleitung bei 28 °C. Wenn dieser Schwellenwert erreicht wird, muss die Einleitung von Kühlwasser reduziert werden um Fische und andere Fauna zu schützen (Gerstengarbe & Werner 2007; Koop et al. 2007). Die Reduzierung von Wärmeeinleitungen und die Anpassung von Genehmigungen ist eine Option, um den Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperatur entgegenzuwirken.

Für den unteren Modellrand der Berliner Gewässer wurde im Vergleich zum KLIWAS-Referenzzeitraum für die nahe Zukunft im Mittel aller verwendeten Modellketten eine Erwärmung um 0,88 °C (Bandbreite 0,42 bis 1,44 °C), für die

ferne Zukunft um 2,12 °C (von 1,45 bis 2,90 °C) ermittelt. In Relation zum Vergleichszeitraum 1996 – 2025 konnten mehr Modellketten ausgewertet werden. Hier liegen die entsprechenden Anstiege bei 0,55 °C (0,34 bis 0,72 °C) für die nahe und 1,75 °C (1,37 bis 2,19 °C) für die ferne Zukunft. In Brandenburg (Berliner Gewässer) wurden bei den Referenz- und Status Quo Läufen keine Wassertemperaturen über 27 °C berechnet, in der nahen Zukunft im Mittel über alle Ketten wurden 27 °C jedoch durchschnittlich an 0,35 Tagen/Jahr, in der fernen Zukunft an 5,5 Tagen pro Jahr überschritten. Allerdings gibt es im Berliner Gewässernetz Abschnitte, die deutlich stärker durch Wärmelast beeinflusst sind als der untere Modellrand bei Brandenburg. An diesen belasteten Abschnitten werden hohe Wassertemperaturen wesentlich häufiger erreicht.

Die Modellergebnisse der Elbe zeigen eine Verlängerung der maximalen Dauer von Hitzeperioden von 4 aufeinanderfolgenden Tagen mit Wassertemperaturen über 27 °C im Referenzzeitraum auf 5 Tage in der nahen Zukunft und 19 Tage in der fernen Zukunft. Dieses Ergebnis auf Basis einer „mittleren“ Modellkette (A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3) ähnelt der modellierten Änderung der Dauer von Hitzeperioden für den Rhein.

### Sauerstoffkonzentration und Algenentwicklung

Während am Rhein neben den Abwassereinleitungen vor allem die Wärmeeinleitungen einen starken anthropogenen Einfluss auf die Gewässergüte bewirken, tritt in den Berliner Gewässern die anthropogene Wassermengenbewirtschaftung und Abflusssteuerung in den Vordergrund.

Den Gütesimulationen zufolge ändert sich der Sauerstoffgehalt des Rheins zukünftig nur geringfügig. In Zukunft geht die mittlere Sauerstoffkonzentration im Vergleich zur Referenzperiode (1961 – 1990) temperaturbedingt leicht zurück, bleibt jedoch in einem unkritischen Bereich über 6 mg L<sup>-1</sup>. In der nahen Zukunft liegen die Änderungen bei maximal -0,3 mg L<sup>-1</sup> (Modellkette 2, A1B→BCM→RCA3, s. Tabelle 8) und auch in der fernen Zukunft sind die Änderungen gering (stärkster Rückgang -0,5 mg L<sup>-1</sup>; Modellkette 5, A1B→ECHAM5r1→CLM24, s. Tabelle 8). Die Algenbiomasse verändert sich ebenfalls nur geringfügig in den beobachteten Zukunftszeiträumen. Die Situation ist hier ebenfalls unkritisch, da der Rhein bereits heutzutage meist niedrige Algenbiomassen aufweist (Friedrich & Pohlmann 2009; Hardenbicker et al. 2014a). Die Auswirkungen veränderter Abflüsse und Wassertemperaturen auf die Algenentwicklung liegen im Bereich der Mess- und Modellunsicherheiten. Die Chlorophyllwerte der nahen Zukunft unterscheiden sich kaum vom Referenzzeitraum. In der fernen Zukunft steigen die Chlorophyllgehalte leicht an, die simulierten Jahresmaxima erhöhen sich am Niederrhein um 4,2 µg L<sup>-1</sup> (Modellkette 5).

In den Berliner Gewässern werden zumindest bei geringen Sauerstoffkonzentrationen ähnlich hohe Rückgänge der Sauerstoffkonzentration wie im Rhein modelliert, insgesamt bewegt sich das gemessene Niveau der Sauerstoffkonzentrationen jedoch hier im Gegensatz zum Rhein in einem deutlich niedrigeren Bereich, vor allem im oberen Modellabschnitt: An der kontinuierlichen Messstation in Sophienwerder (SOW-km 0,6) werden an rund 30 % der Tage mit Wassertemperaturen über 17,5 °C Sauerstoffkonzentrationen unter 6 mg L<sup>-1</sup> gemessen (BfG 2014a+b), dies entspricht im Mittel der Jahre 2000 – 2011 39 Tagen pro Jahr. Durch eine Erhöhung der Wassertemperatur bzw. eine Erniedrigung der Sauerstoffkonzentration um den modellierten Betrag kann sich hier die Anzahl der Tage mit Sauerstoffkonzentrationen < 6 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> deutlich erhöhen. Der klimawandelbedingte Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen beruht im Wesentlichen auf der geringeren physikalischen Löslichkeit des Sauerstoffs bei höheren Wassertemperaturen. Dies wird sowohl bei gemessenen Werten an Gütestationen als auch bei den Modellrechnungen deutlich. In den Flusseenabschnitten Berlins sorgt das Phytoplankton generell durch seine Sauerstoffproduktion für einen Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen, auch wenn in den Sommermonaten Untersättigungen eher die Regel als die Ausnahme darstellen. Auch an anderen Stellen im Berliner Modellgebiet sorgt das Phytoplankton aufgrund seines stärkeren Wachstums unter Klimawandelbedingungen für einen Anstieg der maximalen Sauerstoffkonzentrationen, so dass in der Summe der Effekt durch die Erhöhung der Wassertemperatur teilweise kompensiert wird. Daher zeigen die Modellergebnisse hier eine besonders große Bandbreite. Im Gegensatz zu den geringen Änderungen der Algenentwicklung am Rhein zeigt sich im Modellgebiet Berlin eine große Spannweite klimabedingter Erhöhung des Chlorophyll *a* während der Sommermonate (ca. 10 – 150 %). Es sind dabei fast ausschließlich die hohen Chlorophyll *a* Werte, die klimawandelbedingt steigen, während sich mittlere und niedrigere Konzentrationen wenig verändern.

Insgesamt zeigen die Gütesimulationen einen geringen Einfluss des Klimawandels auf die Phytoplanktonbiomasse des Rheins. Dieser geringe Klimaeffekt liegt daran, dass offensichtlich die Wassertemperatur nicht der wichtigste Steuerungsfaktor der Algen im Rhein ist und dass die projizierten Abflussänderungen im Frühjahr, zur Hauptblütezeit der Algen, moderat ausfallen (Nilson et al. 2014). Geringere Abflüsse können vor allem im Frühjahr das Phytoplanktonwachstum begünstigen (Hardenbicker et al. 2014a). Für die ferne Zukunft wurden im Rheingebiet verringerte Abflüsse im Sommer und höhere Abflüsse im Winter projiziert, im für das Algenwachstum wichtigen Frühjahr jedoch keine eindeutige Änderung. In den Berliner Gewässern hingegen werden gerade zu Zeiten des zweiten Algenmaximums im Sommer starke Abflussrückgänge in der fernen Zukunft projiziert. Niedrige Abflüsse sind hier prozentual deutlich stärker vom Klimawandel betroffen als mittlere Abflüsse. Da diese aber die Verweilzeit der Algen während der Vegetationsperiode wesentlich mitbestimmen, sind sie für die Gewässergüte von besonders hoher Bedeutung. Die



Bandbreite der klimabedingten Abflussänderungen ist in den Berliner Gewässern insgesamt groß, entsprechend zeigt sich auch eine große Variabilität in den modellierten Chlorophyll *a* Werten.

In der Elbe wurde bei früheren Simulationsrechnungen mit extrem verringerten Abflüssen (bis zu -44 % Abflussverringering am oberen Modellrand) ein starker Anstieg der Chlorophyllkonzentrationen um über 100 µg L<sup>-1</sup> beobachtet (Quiel et al. 2011). Die Verweilzeit in der Elbe ist bei MQ ähnlich der des Rheins im frei fließenden Abschnitt (ca. eine Woche) und bei beiden Flüssen ca. um einen Faktor 10 kürzer als in den Berliner Gewässern. Die Produktivität der Elbe ist allerdings deutlich höher als die des Rheins. Daher ist auch ihre Klimawandelsensitivität, besonders bei zukünftigen Abflussveränderungen, deutlich höher einzuschätzen.

Als indirekte Folgen des Klimawandels können z.B. durch den Anstieg der Wassertemperaturen Nahrungsnetzeffekte ausgelöst werden. Dies wäre zum Beispiel der Fall, wenn bestimmte Muschelarten als Fressfeinde der Algen bei hohen Wassertemperaturen ausfallen, was sowohl für den Rhein als auch für die Berliner Gewässer denkbar ist. Ein Anstieg der Wassertemperatur spielt eine wichtige Rolle für die Tierökologie. Beispielsweise können invasive Arten gefördert werden, die sich durch verlängerte Hitzeperioden im Sommer oder geringere Minimaltemperaturen im Winter etablieren und die einheimische Fauna möglicherweise verdrängen können (Becker et al. 2014). Das Vorkommen der invasiven Muschelart *Corbicula fluminea* im Rhein, die sich seit Mitte der 1980er erfolgreich im Rhein etabliert hat und heute Massenvorkommen bildet, ist ein Indiz für die Folgen eines Wassertemperaturanstiegs, da sich diese Art nach Wintern mit länger andauernden niedrigen Wassertemperaturen unter 2 °C nur eingeschränkt fortpflanzen kann (Weitere et al. 2009; Schöll 2013). Solche Nahrungsnetz-Effekte sind Gegenstand geplanter Untersuchungen und sollten in zukünftige Modellierungen integriert werden. Sie könnten die Gewässergüte deutlicher beeinflussen als es der direkte Effekt des Klimawandels vermag. Ebenfalls denkbar ist in den Berliner Gewässern mit der abnehmenden Trophie eine Zunahme der Bedeutung von Wasserpflanzen, die in Konkurrenz zum Phytoplankton stehen.

## 9 Danksagung

Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)<sup>3</sup> finanziert.

Wir bedanken uns herzlich bei Herrn Dr. Viergutz (BfG, U2) für die Wassertemperaturberechnungen nach Ansatz 2. Wir bedanken uns bei Projekt 4.01 für die Datenlieferung der Abflussprojektionsdaten für alle Flussgebiete, die für die Gütemodellierung benötigt wurden. Wir danken den Projekten 1.01 und 1.02 für die Datenlieferung zu den Klimaprojektionsdaten und den Referenzdaten. Unser Dank gilt außerdem den an der Bewirtschaftungsmodellierung Berlin Beteiligten (BfG, M2, insbesondere Frau Dr. Ebner von Eschenbach) und Herrn Dr. Willamowski (Bundesanstalt für Wasserbau, BAW) für Daten, Diskussionen und Unterstützung.

Wir möchten uns bei den Institutionen bedanken, die Güte- und Abflussdaten für die Modellierung bereitgestellt haben: der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW), dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG), der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, den Berliner Wasser Betrieben (BWB) und dem Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg.

---

<sup>3</sup> Seit 12/2013 Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).



## 10 Literatur

- Admiraal, W., Breebaart, L., Tubbing, G. M. J., Vanzanten, B., Ruijter Van Steveninck, E. D. D. & R. Bijkerk. 1994. Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the Lower River Rhine. *Freshwater Biology* **32**: 519-531.
- Araujo, R., Moreno, D. & M. A. Ramos. 1993. The asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (*Bivalvia*: *Corbiculidae*) in Europe. *American Malacological Bulletin* **10**: 39-49.
- Arhonditsis, G. B., & M. T. Brett. 2004. Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling. *Marine Ecology Progress Series* **271**: 13-26.
- Becker A., Hardenbicker, P., Nilson E. & H. Fischer. 2012. Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte. Beitrag zum Tagungsband der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) Tagung, 24.09. – 27.09.2012, Koblenz. DOI: 10.5675/BfG\_Veranst\_2012.2
- Becker, A., Kirchesch, V., Baumert, H. Z., Fischer, H. & A. Schöl. 2010. Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river. *River Research and Applications* **26**: 572-588.
- Becker, J. & J. Koop. 2014. Grundlagen für klimabedingte Anpassung tierökologischer Bewertungsverfahren. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.07. KLIWAS-54/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_54/2014\_5.07
- Belz, J. U. 2010: The flow regime of the River Rhine and its tributaries in the 20th century – analysis, changes, trends. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **54**, 4-17.
- Böer, S.I., Brennholt, N., Herrig, I., Manz, W., Richardt, S., & G. Reifferscheid. 2014. Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.03. KLIWAS-50/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_50/2014\_5.03
- Böhme, M., Guhr, H. & K. Ockenfeld. 2006. Phytoplanktodynamik. In: Pusch, M. & H. Fischer (Hrsg.). *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe- Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*, 33-43. Weißensee Verlag, Berlin.
- Bosch, N. S. & J. D. Allan. 2008. The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan. *Biogeochemistry* **87**: 325-338.
- BfG. 2007. Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 5. Fassung. BfG-1560, Bearb.: W. Finke, S. Krause, R. Oppermann.
- BfG. 2009. Gewässergüte-Verhältnisse des Projektes 17 in der Havel zwischen Ketzin und Brandenburg. – Ergänzungsbericht zur 5. Fassung des BfG-Berichts 1560 (2007): Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17. BfG-1654. Bearb. A. Becker, H. Norf.
- BfG. 2013a. Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, Teilbericht 3.1 - Gewässergüte zur Fahrrinnenanpassung, Flusshavel (UHW km 32,61 bis km 54,25). BfG-1802. Bearb.: A. Becker, T. Bergfeld-Wiedemann.
- BfG. 2013b. Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, 1. Teilbericht. BfG-1777. Bearb.: A.-D. Ebner von Eschenbach, J. Hohenrainer, B. Willamowski
- BfG. 2013c. Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, 2. Teilbericht. BfG-1777. Bearb.: A.-D. Ebner von Eschenbach, J. Hohenrainer, M. Kaltofen, F. Müller, M. Schramm.
- BfG. 2014a. Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, Teilbericht 3.2 - Gewässergüte zur Fahrrinnenanpassung der Berliner Nordtrasse

- (SOW-km 4,67- 0,0; UHW-km 0,0 - 4,3). BfG-1810. Bearb.: A. Becker, T. Bergfeld-Wiedemann.
- BfG. 2014b (in Vorb). Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, Teilbericht 3.2, Auswirkungen aller Maßnahmen auf die Gewässergüte. BfG-1813. Bearb.: A. Becker, T. Bergfeld-Wiedemann.
- Caraco, N. E., Cole, J. J., Raymond, P. A., Strayer, D. L., Pace, M. L., Findlay, S. E. & D. T. Fischer. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: Phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* **78**: 588-602.
- Caraco, N. F. & J. J. Cole. 1999. Human impact on nitrate export: An analysis using major world rivers. *Ambio* **28**: 167-170.
- Cohen, A. N. & J. T. Carlton. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* **279**: 555-558.
- Daufresne, M., Bady, P. & J.-F. Fruget. 2007. Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhone River. *Oecologia* **151**: 544-559.
- De Angelis, D. & W. M. Mooij. 2003. In praise of mechanistically rich models. *Models in Ecosystem Science* 63-82.
- Descy, J.-P., Leita, M., Everbecq, E., Smits J. S. & J.-F. Delière. 2012. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. *Journal of Plankton Research* **34**: 120-135.
- Ďesortová, B. & P. Punčochář. 2011. Variability of phytoplankton biomass in a lowland river: Response to climate conditions. *Limnologica* **41**: 160-166.
- Elliott, J. M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Elliott, J. A., Thackeray, S. J., Huntingford, C. & R. G. Jones. 2005. Combining a regional climate model with a phytoplankton community model to predict future changes in phytoplankton in lakes. *Freshwater Biology* **50**: 1404-1411.
- Ellner, S. P. & J. Guckenheimer. 2006. Dynamic models in biology. Princeton University Press, Princeton.
- Everbecq, E., Gosselain, V., Viroux, L. & J.-P. Descy. 2001. Potamon: A dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lowland rivers. *Water Research* **35**: 901-912.
- Fischer H., T. Bergfeld, P. Hardenbicker & V. Kirchesch. 2012. Modellierung der Wassertemperatur des Rheins. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Veranstaltungen 6/2012: Hydroökologische Modellierungen und ihre Anwendungen, S. 68 – 75.  
<http://www.dnl-online.de/1905.html?dnlid=246423>
- Frick, C., Riediger, U., Mazurkiewicz, A., Steiner, H., Rauthe, M. & A. Gratzki. 2014. Erstellung von flussgebietsbezogenen Referenzdaten. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 1.01. KLIWAS-28/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_28/2014\_1.01
- Friedrich, G. & M. Pohlmann. 2009. Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica* **39**: 14-39.
- Gerstengarbe, F.-W. & P. C. Werner. 2007. Der rezente Klimawandel. In W. Endlicher und F.-W. Gerstengarbe [Eds]. Der Klimawandel – Einblicke, Rückblicke und Einblicke, Potsdam, G & S Druck und Medien: 34-43.
- Gosselain, V., Descy, J.-P. & E. Everbecq. 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium- seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* **289**: 179-191.
- Hardenbicker, P. 2014. Phytoplankton dynamics in two large rivers: long-term trends, longitudinal dynamics and potential impacts of climate change. Dissertation vorgelegt an der TU Dresden.
- Hardenbicker, P., Becker, A., Kirchesch, V. & H. Fischer. 2012. Modellierung von Wassertemperatur und Planktodynamik im Rhein. In: Tagungsband KLIWAS - Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26.

Oktober 2011, BMVBS, Berlin. S. 82 – 87.

<http://www.bmvbs.de/cae/servlet/contentblob/100384/publicationFile/69097/kliwas-second-status-conference.pdf>

- Hardenbicker, P., Rolinski, S., Weitere, M. & H. Fischer. 2014. Contrasting shifts and long-term trends in phytoplankton dynamics in two large rivers. *International Review of Hydrobiology* **99**: 287-299. DOI: 10.1002/iroh.201301680.
- Hardenbicker, P., Viergutz, C., Becker, A., Kirchesch, V. Nilson E. & H. Fischer. 2015. Modelling water temperature of the Rhine River in response to climate change. Eingereicht bei *Regional Environmental Change*.
- Hillbricht-Ilkowska, A. 1999. Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia* **409**: 349-358.
- Hillebrand, G., Hardenbicker, P. & H. Fischer. 2012. Schwebstoffdynamik der Mittel- und Unterelbe – abiotische und biotische Komponenten. Tagungsband des 1. Ökologischen Kolloquiums der BfG am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. Veranstaltungen 6/2012, Koblenz, Juli 2012, S. 37 –41. DOI: 10.5675/BfG\_Veranst\_2012.6
- Hillebrand, G., Hardenbicker, P., Fischer, H., Otto, W. & S. Vollmer. (in Vorb.). Dynamics of total suspended load and phytoplankton load in the River Elbe.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**: 1-23.
- IKSR. 2006. Vergleich der Wärmeeinleitungen 1989 und 2004 entlang des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. IKS-R-Bericht Nr. 151d.
- IKSR. 2013. Darstellung der Entwicklung der Rheinwassertemperaturen auf der Basis validierter Temperaturmessungen von 1978 bis 2011. IKS-R-Bericht Nr. 209d. [http://www.iksr.org/uploads/media/209\\_d\\_1.pdf](http://www.iksr.org/uploads/media/209_d_1.pdf)
- Imbery, F., Plagemann, S. & J. Namyslo. 2013. Processing and analysing an ensemble of climate projections for the joint research project KLIWAS, *Advances in Science and Research* **10**: 91-98. DOI: 10.5194/asr-10-91-2013.
- IPCC, Intergovernmental panel on climate change. 2007. Fourth Assessment Report, Climate change 2007: Synthesis report.
- Kathol, M., Fischer, H. & M. Weitere. 2011. Contribution of biofilm-dwelling consumers to pelagic-benthic coupling in a large river. *Freshwater Biology* **56**: 1160-1172.
- Kirchesch, V. & A. Schöl. 1999. The water quality model QSim – A tool for simulation and prediction of water quality and plankton dynamics in rivers. HW 43. 1999, H.6
- Köhler, J. 1997. Measurement of in situ growth rates of phytoplankton under conditions of simulated turbulence. *Journal of Plankton Research* **19**: 849-862.
- Koop, J., Bergfeld, T. & M. Keller. 2007. Einfluss von extremen Niedrigwasser-Ereignissen und gleichzeitigen „Hitzeperioden“ auf die Ökologie von Bundeswasserstraßen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **51**: 202-209.
- Kysely, J. 2010: Recent severe heat waves in central Europe: how to view them in a long-term prospect? *Int. J. Climatol.* **30**, 89-109.
- Langan, S. J., Johnston, L., Donaghy, M. J., Youngson, A. F., Hay, D. W. & C. Soulsby. 2001. Variation in river water temperatures in an upland stream over a 30-year period. *Science of the Total Environment* **265**: 195-207.
- Langford, T. E. 1983. *Electricity Generation and the Ecology of Natural Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, UK.
- LfU Baden-Württemberg. 2004. Das Niedrigwasserjahr 2003. – LfU Baden Württemberg (Hrsg.) *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 85.
- Loague, K. & R. E. Green. 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. – *Journal of Contaminant Hydrology* **7**: 51-73.

- Maeck, A., DelSontro, T., McGinnis, D. F., Fischer, H., Flury, S., Schmidt, M., Fietzek, P. & A. Lorke. 2013. Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. *Environmental Science and Technology* 47, pp. 8130-8137. DOI: 10.1021/es4003907.
- McMahon, R. F. (1983) Ecology of an invasive pest bivalve, *Corbicula*. In: Russel-Hunter, W.D. (ed) *The Mollusca*, Volume 6: Ecology, New York, pp 505-561.
- Meier, W., Bonjour, C., Wuest, A. & P. Reichert. 2003. Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering-ASCE* 129: 755-764.
- Montagnes, D. J. S., Kimmance, S. A. & D. Atkinson. 2003. Using  $Q_{10}$ : can growth rates increase linearly with temperature? *Aquatic Microbial Ecology* 32: 307-313.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. & T. L. Veith. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. – *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50: 885-900.
- Mouthon, J. & M. Daufresne. 2006. Effects of the 2003 heatwave and climatic warming on mollusc communities of the Saone: a large lowland river and of its two main tributaries (France). *Global Change Biology* 12: 441-449.
- Mudelsee, M., Chirila, D., Deutschländer, T., Döring, C., Haerter, J., Hagemann, S., Hoffmann, H., Jacob, D., Krahe, P., Lohmann, G., Moseley, C., Nilson, E., Panferov, O., Rath, T. & B. Tinz. 2010. Climate Model Bias Correction und die Deutsche Anpassungsstrategie. *Mitteilungen Deutsche Meteorologische Gesellschaft* 03/2010. <http://epic.awi.de/23258/1/Mud2010g.pdf>
- MUNLV 2009. Anpassung an den Klimawandel – Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW. [http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Klimawandel\\_Anpassungsstrategie\\_Gesamt.pdf](http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Klimawandel_Anpassungsstrategie_Gesamt.pdf)
- Murniati, E., Geissler, S. & Lorke, A. 2014. Short-term and seasonal variability of oxygen fluxes at the sediment-water interface in a riverine lake. *Aquatic Sciences* 77: 183-196.
- Nilson, E., Carambia, M. & P. Krahe. 2010b. Low flow changes in the Rhine River basin. p. 115-119 *In: Görgen, K., Beersma, J., Bahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keuter, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, c. & D. Volken. 2010. Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project. CHR Report No. I-23, Lelystad.*
- Nilson, E., Krahe, P., Lingemann, I., Horsten, T., Klein, B., Carambia, M. & M. Larina. 2014. Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussgeschehen und die Binnenschifffahrt in Deutschland. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 4.01. KLIWAS-43/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_43/2014\_4.01
- Nilson, E., Perrin, C., Beersma, J., Carambia, M., Krahe, P., de Keizer, O. & K. Görgen. 2010a. Evaluation of data and processing procedures. p. 51-97. *In: Görgen, K., Beersma, J., Bahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keuter, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, c. & D. Volken. 2010. Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project. CHR Report No. I-23, Lelystad.*
- Oppermann, R. 1989. Eindimensionale Simulation allmählich veränderlicher instationärer Fließvorgänge in Gewässernetzen. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Plagemann, S., Imbery, F. & J. Namyslo. 2014. Validierung und Bewertung von Klimaprojektionen – Bereitstellung von Klimaszenarien für den Binnenbereich. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 1.02. KLIWAS-29/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_29/2014\_1.02
- Poff, N., Brinson, M. M. & J. W. Day. 2002. Potential Impacts on Inland Freshwater and Coastal Wetland Ecosystems in the United States. <http://www.pewclimate.org/docUploads/aquatic.pdf>

- Quiel, K., Becker, A., Kirchesch, V., Schöl, A. & H. Fischer. 2011. Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change* **11**: 405-421.
- Rauthe, M., Steiner, H., Riediger, U., Mazurkiewicz, A. & A. Gratzki. 2013. A Central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high resolution gridded daily data set (HYRAS), *Meteorologische Zeitschrift* **22**: 235-256.
- Reynolds, C. S. 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* **14**: 3119-3132.
- Reynolds, C. S. & J.-P. Descy. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie-Supplement* **113**: 161-187.
- Schlüsener, M., Beel, R., Bröeder, K., Luft, A. & T. Ternes. 2014. Klimabedingt verändertes Muster organischer Schadstoffe in Bundeswasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.04/3.07. KLIWAS-51/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_51/2014\_5.04
- Schöl, A., Hein, B., Wyrwa, J. & C. Viergutz. 2014. Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.08. KLIWAS-42/2014. DOI: 10.5675/Kliwas\_42/2014\_3.08
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T. & D. Müller. 1999. Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. *Hydrobiologia* **410**: 167-176.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borchering, J. & D. Müller. 2002. Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology* **87**: 295-317.
- Schöll, F. 2000. Temperature as a regulative factor for the dispersal of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774). *Kurzberichte HW* 44, H. 6: 318-321.
- Schöll, F. 2013. Verbreitung der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (O. F. Müller 1774) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in deutschen Bundeswasserstraßen. *Lauterbornia* **76**: 85-90, D-86424 Dinkelscherben.
- Van der Linden, P. & J. F. B. Mitchell. 2009. ENSEMBLES: Climate Change and its Impacts: Summary of research and results from the ENSEMBLES project, Met Office Hadley Centre, Fitz Roy Road, Exeter EX1 3PB, UK
- Viergutz, C. & M. Weitere. 2013. Ökologie von *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* als Grundlage für die Gewässergütemodellierung. KLIWAS-Schriftenreihe Band 10. DOI: 10.5675/Kliwas\_10.2013\_Corbicula.
- Viney, N. R., Bates, B. C., Charles, S. P., Webster, I. T. & M. Bormanns. 2007. Modelling adaptive management strategies for coping with the impacts of climate variability and change on river algal blooms. *Global change Biology* **13**: 2453-2465.
- Webb, B. W., Hannah, D. M., Moore, R. D., Brown, L. E. & F. Nobilis. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes* **22**: 902-918.
- Weitere, M., Vohmann, A., Schulz, N., Linn, C., Dietrich, D. & H. Arndt. 2009. Linking environmental warming to the fitness of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Global Change Biol.* **15**, 2838-2851.
- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R. & B. Nixdorf. 2007. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* **152**: 473-484.
- Wigley, T. M. L. & S. C. B. Raper. 2001. Interpretation of high projections for global-mean warming. *Science* **293**: 451-454.
- Wood, A. W., Maurer, E. P., Kumar, A. & D. P. Lettenmaier. 2002. Long-range experimental hydrologic forecasting for the eastern United States. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **107 (D20)**: ACL 6-1 – ACL 6-20.

## 11 Abkürzungen

BTU Cottbus	Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Chl <i>a</i>	Chlorophyll <i>a</i>
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DWD	Deutscher Wetterdienst
FU Berlin	Freie Universität Berlin
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
GERRIS	Benutzeroberfläche im Rahmen der Modellkopplung HYDRAX/QSim
HBV-Modell	konzeptionelles, semi-distributives Niederschlag-Abfluss-Modell
HYDRAX	hydrodynamisches Abflussmodell gekoppelt mit QSim
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
MQ	Mittlerer Abfluss
NA-Modell	Niederschlags-Abfluss-Modell
NM7Q	Niedrigster arithmetischer Mittelwert des Abflusses an 7 aufeinanderfolgenden Tagen
NSE	Nash-Sutcliffe-Effizienz
Q	Abfluss
QSim	Gewässergütemodell gekoppelt im Modellverbund mit HYDRAX
TU Dresden	Technische Universität Dresden
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
UHW	Untere Havel Wasserstraße
WBalMo	interaktives Simulationssystem für die Bewirtschaftungs- und Rahmenplanung von Flussgebieten
WNA Berlin	Wasserstraßen-Neubauamt Berlin
WT	Wassertemperatur





KLIWAS  
Forschungs-  
programm

Schlussbericht

Projekt 5.02

## Anhang

Das BMVI / die WSV erhalten keinen Ausdruck der Anlagen, sondern die Zugriffsmöglichkeiten auf die digitalen Versionen über [www.kliwas.de](http://www.kliwas.de) bzw. über den BSCW-Server.

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen



# Anhang I: Produkt- / Publikationsliste

## Referierte Publikationen

- Hardenbicker P., Rolinski S., Weitere M., Fischer H. (2014): Contrasting shifts and long-term trends in phytoplankton dynamics in two large rivers. *International Review of Hydrobiology* 99: 287-299. DOI 10.1002/iroh.201301680.
- Hardenbicker P., Ritz S., Schöll F., Weitere M., Fischer, H. (2015): Longitudinal plankton dynamics in the rivers Rhine and Elbe. Eingereicht bei *River Research and Applications*. Doi: 10.1002/rra.2977
- Quiel K., Becker A., Kirchesch V., Schöl A., Fischer H. (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change* 11: 405-421. (Produkt aus BMBF-Projekt GLOWA-Elbe, fertiggestellt in KLIWAS)
- Schlüsener M. P., Hardenbicker, P., Nilson, E., Schulz, M., Viergutz, C. & Ternes, T. (2015): Occurrence of venlafaxine, other antidepressants and selected metabolites in the Rhine catchment in the face of climate change. *Environmental Pollution* 196: 247-256.

## Eingereichte Manuskripte:

- Hardenbicker P., Viergutz C., Becker A., Kirchesch V., Nilson E. & Fischer H. (2015): Modelling water temperature of the Rhine in response to climate change. Eingereicht bei *Regional Environmental Change*.

## BfG-Berichte

- Becker, A., Bergfeld-Wiedemann, T. (2014a): BfG-1802: Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, Teilbericht 3.1 - Gewässergüte zur Fahrrinnenanpassung Flusshavel (UHW km 32,61 bis km 54,25)
- Becker, A., Bergfeld-Wiedemann, T. (2014b): BfG-1810: Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin, 6. Fassung, Teilbericht 3.2 - Gewässergüte zur Fahrrinnenanpassung der Berliner Nordtrasse (SOW-km 4,67- 0,0; UHW-km 0,0 - 4,3)

## Sonstige Publikationen und Berichte

- Becker, A., Hardenbicker P., Fischer, H. (2011): 2. Zwischenbericht KLIWAS\_Teilprojekt 5.02: Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundwasserstraßen. Sachstandbericht für März 2010 - Februar 2011, 21.2.2011.
- Becker, A., Hardenbicker P., Fischer, H. (2012): 3. Zwischenbericht KLIWAS\_Teilprojekt 5.02: Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundwasserstraßen. Sachstandbericht für März 2011 - Februar 2012, 21.2.2012.
- Becker, A., Hardenbicker, P., Fischer, H. (2011): Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Bewirtschaftung und Klimawandel auf die Gewässergüte. In: Kolloquium "Überregionale Wasserbewirtschaftung" 12./13.10.2011 in Hannover. ISSN 1866 – 220X, S. 91-100. DOI: 0.5675/BfG\_Veranst\_2012.2
- Becker A., Hardenbicker P., Nilson E., Fischer H. (2013): Klimawandel und Klimawirkungen in großen Flussgebieten und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardeggen, 250-256 DOI: 10.5675/BfG\_Veranst\_2012.2

- Fischer H., Bergfeld T., Hardenbicker P., Kirchesch V. (2012): Modellierung der Wassertemperatur des Rheins. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Veranstaltungen 6/2012: Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen, S. 68 – 75.  
<http://www.dnl-online.de/1905.html?dnlid=246423>
- Fischer H., Hardenbicker P., Schöl A. (2012): The trophic state of Germany's large rivers. IS.Rivers 2012. 1st IS. Rivers Conference. 26.06. – 28.06.2012, Lyon, Frankreich.  
<http://www.graie.org/ISRivers/actes/pdf2012/0B304-164FIS.pdf>
- Fischer H., Hardenbicker P., Schöl A. (2012): Szenarien der Gewässergüte für die Elbe. In: Tagungsband KLIWAS – Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011, BMVBS, Berlin, S. 103 – 106.  
<http://www.bmvbs.de/cae/servlet/contentblob/100384/publicationFile/69097/kliwas-second-status-conference.pdf>
- Hardenbicker P., Becker A., Kirchesch V., Fischer H. (2012): Modellierung von Wassertemperatur und Planktodynamik im Rhein. In: Tagungsband KLIWAS - Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011, BMVBS, Berlin. S. 82 – 87.  
<http://www.bmvbs.de/cae/servlet/contentblob/100384/publicationFile/69097/kliwas-second-status-conference.pdf>
- Hardenbicker, P., Ritz, S., Schöll, F., Fischer, H. (2015) Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformer Längsbeprobungen an Rhein und Elbe.(DGL) (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2014 (Magdeburg), Hardeggen, S. 93-96
- Viergutz, C. & M. Weitere. 2013. Ökologie von *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* als Grundlage für die Gewässergütemodellierung. KLIWAS-Schriftenreihe Band 10.  
DOI: 10.5675/Kliwas\_10.2013\_Corbicula.

## Dissertation

- Hardenbicker, P. (2014): Phytoplankton dynamics in two large rivers: long-term trends, longitudinal dynamics and potential impacts of climate change. Dissertation vorgelegt an der TU Dresden.

## Vorträge

- Becker, A. (2011): Stickstofflimitierte Gewässer: Cyanobakterienblüten in der Havel, DWA Fachgespräch "Eutrophierung potamaler Fließgewässer" am 31.05.2011 in Koblenz
- Becker, A. (2011): Einfluss des Klimawandels auf Struktur, ökologische Integrität und Bewirtschaftung der Binnenwasserstraßen (Vorhaben 5), Informationsaustausch KLIWAS und Verantwortliche der WSV - Koordinierungsebene, 20.September 2011
- Becker, A. (2011): Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Bewirtschaftung und Klimawandel auf die Gewässergüte, Kolloquium "Überregionale Wasserbewirtschaftung" 12./13.10.2011 in Hannover
- Becker, A. (2012): Vortrag im 1. Ökologischen Kolloquium der BfG: Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die Gewässergüte - 14.2.2012, Koblenz
- Becker, A., Hardenbicker, P., Fischer, H. (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte, Vortrag auf der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) Tagung, 24.-27.09.2012, Koblenz
- Fischer, H., Quiel, K., Becker, A., Hardenbicker, P. (2011): Impact of climate change on phytoplankton dynamics in Germany's large rivers. International Conference on the Status and Future of the World's Large Rivers. Vienna, Austria, 10-14 Apr 2011

- Hardenbicker P., Weitere M., Hillebrand H. (2009): Effekte der globalen Erwärmung auf die Interaktion zwischen Phytoplanktongemeinschaften und benthischen Filtrierern. Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). 28.09. – 02.10.2009, Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2010): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in frei fließenden Flüssen. Vortrag und Organisation des Workshops „Einfluss des Klimawandels auf Stoffhaushalt und Planktodynamik von Fließgewässern“, im Rahmen des Forschungsprogramms KLIWAS, Projekt 5.02, 20.05. – 21.05.2010, BfG, Koblenz.  
[http://www.kliwas.de/KLIWAS/DE/03\\_Vorhaben/05\\_vh5/02\\_502/502workshop/workshop\\_hardenbicker.pdf?\\_blob=publicationFile](http://www.kliwas.de/KLIWAS/DE/03_Vorhaben/05_vh5/02_502/502workshop/workshop_hardenbicker.pdf?_blob=publicationFile)
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2010): Das Forschungsprogramm KLIWAS und KLIWAS-Teilprojekt 5.02. Vortrag für Besuchergruppe der FH Bingen, 27.05.2010, BfG, Koblenz.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2010): KLIWAS - Teilprojekt 5.02: Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen - Aktueller Stand. Vortrag auf dem 2. KLIWAS-Plenum 08.06. – 09.06.2010, BfG, Koblenz.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2010): Das Forschungsprogramm KLIWAS und KLIWAS-Teilprojekt 5.02. Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Vortrag am 29.07.2010, Seminar am UFZ, Magdeburg.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2011): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Vortrag auf dem 3. KLIWAS-Plenum und Workshop, 24.05. – 26.05.2011, DWD, Offenbach.
- Hardenbicker P., Weitere M., Rolinski S., Fischer H. (2011): Änderungen und Trends der Langzeitentwicklung von Phytoplankton in Rhein und Elbe. Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), 12.09. – 15.09.2011 in Freising (München).
- Hardenbicker P., Becker A., Kirchesch V., Fischer H. (2011): Modellierung von Wassertemperatur und Planktodynamik. Vortrag auf der 2. KLIWAS Statuskonferenz 25.10. – 26.10.2011, BMVBS, Berlin. [http://doi.bafg.de/KLIWAS/2011/Statuskonferenz\\_2011\\_9.pdf](http://doi.bafg.de/KLIWAS/2011/Statuskonferenz_2011_9.pdf)
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2013): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Vortrag auf dem 5. KLIWAS-Plenum und Workshop 23.04. – 25.04.2013, BAW, Karlsruhe.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2013): How does climate change affect the water quality of the Rhine? Vortrag auf der ICWRER 2013 – 6th International Conference on Water Resources and Environmental Research. 03. – 07.06.2013, Koblenz.
- Hardenbicker P., Becker A., Viergutz C., Fischer H. (2013): Wie ändert sich die Gewässergüte der großen Flüsse? Vortrag auf der 3. KLIWAS Statuskonferenz 12.11. – 13.11.2013, BMVBS, Berlin.
- Hardenbicker P. (2014): Phytoplanktodynamik in zwei großen Flüssen: Langzeittrends, longitudinale Dynamik und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. Disputationsvortrag 08.04.2014, TU Dresden.
- Hardenbicker, P., Becker, A., Viergutz, C., Fischer H. (2015): Einfluss des Klimawandels auf den ökologischen Zustand der Gewässer. Niedersächsisches Gewässerforum - NLWKN, 08.-09. Juli 2015, Hildesheim.  
[http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=7920&article\\_id=87032&\\_psmand=26](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=7920&article_id=87032&_psmand=26)
- Hardenbicker, P., Ritz, S., Schöll, F., Fischer, H. (2015) Longitudinal phytoplankton development in two large rivers, I.S.Rivers 2e Conférence Internationale, 22.-26 Juni 2015, Lyon, Frankreich.

### Sonstige Beiträge:

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

- Becker, A., H. Fischer (2012): Universität Leipzig, Experimentelle Überprüfung der Parametrisierung und Formulierung des Phytoplankton-wachstums in der Gewässergüte-Modellierung (in Bearbeitung), Kooperation 2012-2014
- Becker, A., Hardenbicker, P., Fischer, H. (2012) Berliner Gewässer: Modellierung des Einflusses von Bewirtschaftung und Klimawandel auf die Gewässergüte. In: BfG (Hrsg.) Veranstaltungen 2/2012: Überregionale Wasserbewirtschaftung - Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle. S. 91-100.
- Hardenbicker P., Weitere M., Ritz S., Schöll F., Fischer H. (2014): Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformen Längsbeprobungen an Rhein und Elbe. Posterpräsentation, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Jahrestagung. 29.09. – 03.10.2014. Magdeburg.
- Hardenbicker P., Becker A., Fischer H. (2010): Climate-related shifts in matter budgets and phytoplankton dynamics in Germany's large rivers. Posterpräsentation, SCARCE 1st Annual Conference. 02.12. – 03.12.2010. Girona, Spanien.
- Hardenbicker P., Weitere M., Fink P., Hillebrand H. (2010): Effects of warming on the interaction between phytoplankton communities and benthic filter feeders. Posterpräsentation, AQUASHIFT conference 2010: "Life in warming waters". 4.10. – 7.10.2010, Kiel.

## Anhang III: Hintergrundinformationen zu den Modellsimulationen, zusätzliche Ergebnisse

### *Modellränder aller Modellgebiete*

**Tab. I:** Modellränder (oberer Modellrand = Start, Nebenflüsse, unterer Modellrand = Ende) und arithmetisches Mittel der Abflussmenge (MQ) der verwendeten Pegelstation. Daten des MQ: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV). Die Nebenflüsse, für die Projektionsdaten für die Simulationen zur Verfügung standen (von KLIWAS-Projekt 4.01: Nilson et al. 2010 a,b) sind \*markiert.

Fluss (Pegelstation)	Fluss-km	MQ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )
<b>RHEIN</b>	<b>Rhein-km</b>	
*Start: Rhein (Maxau)	359	1.270 (1970 – 2010)
*Neckar (Rockenau SKA)	428	140 (1970 – 2010)
*Main (Raunheim)	496,5	224 (1980 – 2010)
*Nahe (Grolsheim)	529	31 (1970 – 2010)
*Lahn (Kalkofen)	585,5	45,8 (1970 – 2010)
*Mosel (Cochem)	592,5	329 (1970 – 2010)
Ahr (Altenahr)	629	7,11 (1961 – 2006)
*Sieg (Menden)	659	50,8 (1970 – 2009)
Wupper (Opladen)	702	14,9 (1970 – 2010)
Erft (Neubrück)	740	15,8 (1970 – 2010)
*Ruhr (Hattingen)	780	70,6 (1970 – 2010)
*Lippe (Schermbach 1)	815	41,8 (1970 – 2010)
*Ende: Rhein (Lobith)	865	2.250 (1970 – 2010)
<b>ELBE</b>	<b>Elbe-km</b>	
*Start: Elbe (Schöna)	2	348 (1970 – 2010)
Kleine Zuflüsse: Wesenitz, Kirsitzsch, Lachsbach, Gottleuba, Müglitz, Lockwitzbach, Weißeritz, Triebisch, Jahna, Döllnitz, Nuthe, Ehle, Ohre, Stepenitz, Aland, Löcknitz		< 5
*Schwarze Elster (Löben)	198,5	22,8 (1970 – 2010)
*Mulde (Bad Dübener)	261	147 (1980 – 2010)
*Saale (Calbe)	292	121 (1970 – 2010)
*Havel (Havelberg)	438	88,9 (1970 – 2010)
Elde-Müritzer-Wasserstr. (Malliss)	504	10 (1970 – 2010)
Jeetzel (Lüchow)	523	5,9 (1970 – 2010)
Sude (Garlitz)	559,5	6,9 (1970 – 2010)
*Ende: Neu Darchau (Cochem)	585	716 (1970 – 2010)
<b>BERLIN</b>	Weitere Details siehe Anhang V	(alle 2001-2010)
Borgsdorf	Obere Havel Wasserstr. (OHV)	11,8
Babelsberg	Nuthe (Nu)	7,4
Schönwalde	Havelkanal (HvK)	0,2
Neue Mühle	Dahme (Da)	8,3
Fürstenwalde	Spree (Rand T1)	17,8
Sophienwerder	Spree (Rand T2)	28,2

Kleinmachnow*	Sakrow-Paretzer Kanal (SPK)	8,7
Große Tränke*	Müggelspree (MgS)	11,6
Wernsdorf*	Oder-Spree-Kanal (OSK)	6,2

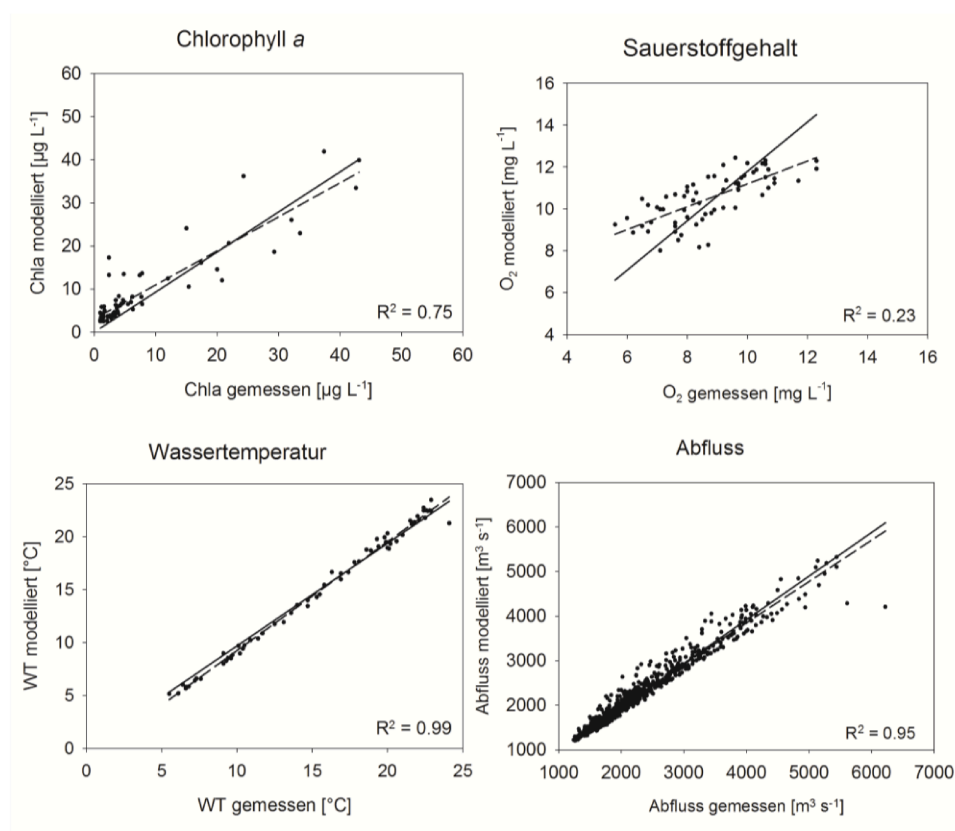
\*: gesteuerte, Modell-interne Abflussaufteilung

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

**Tab. II:** Wetterstationen für a) die klimatologischen Parameter (Lufttemperatur [°C], relative Feuchte [%], Wolkenbedeckung [Achtel], Windgeschwindigkeit [ $\text{m s}^{-1}$ ],) und b) Ersatzstationen für die Globalstrahlung [ $\text{J cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ ].

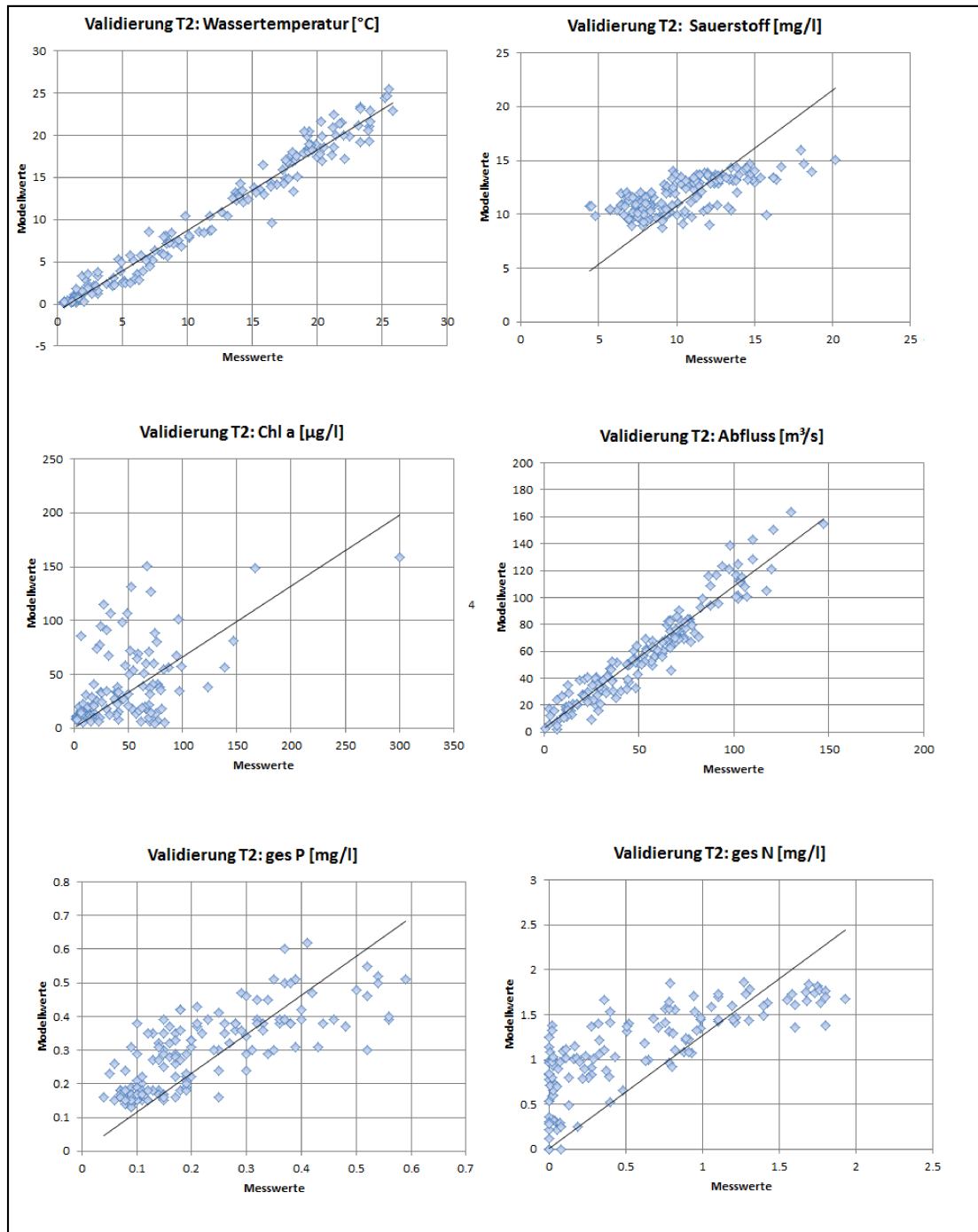
a) Wetterstation	Fluss-km	b) Globalstrahlungsstation
<b>RHEIN</b>	<b>Rhein-km</b>	
Karlsruhe	326	Mannheim
Frankfurt/M	498	Geisenheim
Düsseldorf	744	Bochum
<b>ELBE</b>	<b>Elbe-km</b>	
Dresden	55	Dresden
Wittenberg	215	Wittenberg
Magdeburg	326	Braunschweig
<b>BERLIN</b>	<b>UHW-km</b>	
Potsdam Nord	17	Potsdam Nord

## Modellvalidierung



**Abb. I:** Validierungsergebnisse Rhein für die Jahre 2000 und 2008 an der Station Bimmen (Rhein-km 865): Modellerte Werte im Vergleich zu gemessenen Werten für die Parameter Chlorophyll *a*, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur und Abfluss. Die gestrichelte Linie zeigt die optimale Anpassung, die durchgezogene Linie stellt die 1:1 Linie mit dem entsprechenden  $R^2$ , dem Determinationskoeffizienten, dar.





Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

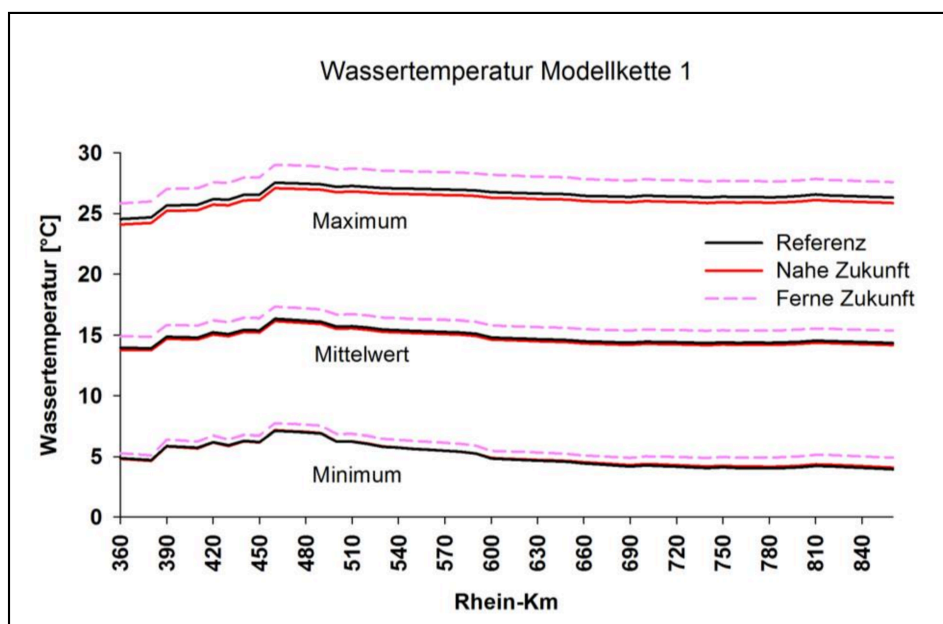
**Abb. II:** Gegenüberstellung von Messwerten und Modellwerten für den Referenzlauf 2001-2010 für T2 Berlin, unterer Modellrand Station Brandenburg (UHW-km 54,2)

### *Ergebnisse der Wassertemperaturmodellierung nach Ansatz 1*

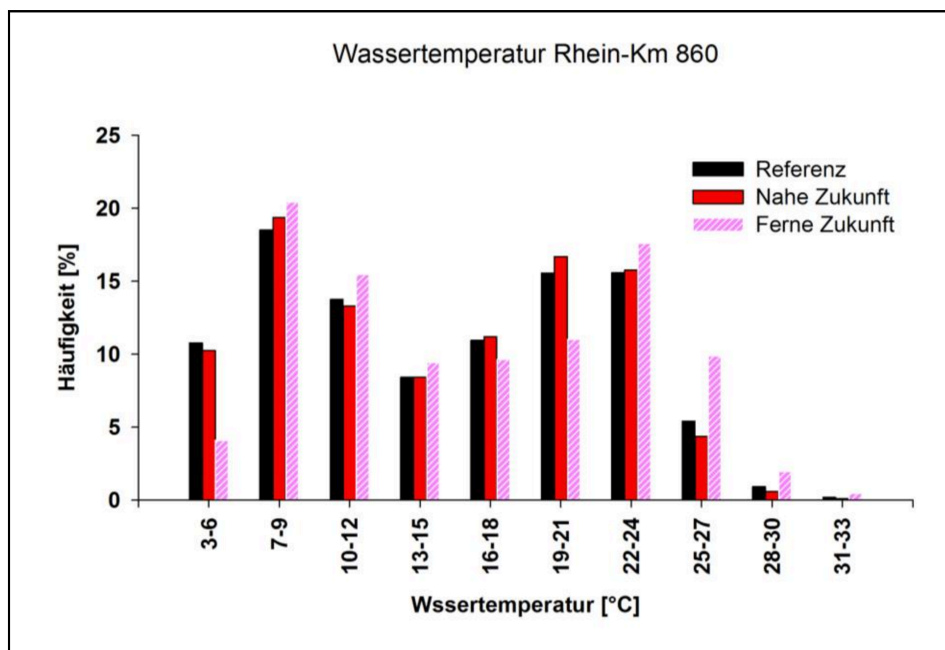
Die folgenden Wassertemperaturergebnisse beziehen sich auf Ansatz 1. Der stärkste Anstieg der Wassertemperatur entlang des longitudinalen Profils befindet sich zwischen Rhein-km 360 und Rhein-km 460 (Abb. III). Die Wassertemperatur steigt in der fernen Zukunft an und den stärksten Anstieg zeigen die Maximalwerte (Kette 1; Abb. III). Während alle Mittel-, Maximal- und Minimalwerte der Wassertemperatur in der fernen Zukunft im Vergleich zur Referenzperiode und zur nahen Zukunft ansteigen, befinden sich die Werte für die nahe Zukunft in einem ähnlichen Bereich wie die Werte der Referenzperiode.

Die Häufigkeitsverteilung der Wassertemperatur am Niederrhein (Rhein-km 860) zeigt, dass niedrige Wassertemperaturen von 3 – 6 °C in der fernen Zukunft deutlich seltener auftreten, Wassertemperaturen im Bereich von 25 – 33 °C dagegen häufiger (Abb. IV). Für die ferne Zukunft zeigt sich eine Verschiebung der Wassertemperaturen hin zu höheren Werten im Vergleich zum Referenzzeitraum.

Die Wassertemperatur steigt in allen Ketten der fernen Zukunft (Kette 1 – 5, definiert in Tab. 3) an (Tab. IV). Die mittlere Wassertemperatur steigt in der fernen Zukunft für die Kette des unteren Randes (Kette 5) bei Koblenz um +1.3 °C an. Der maximale Anstieg der Wassertemperatur liegt bei +1.8 °C in der fernen Zukunft (Kette 5) bei Rhein-km 460.



**Abb. III:** Simulationsergebnisse der „mittleren“ Modellkette (A1B→ECHAM5r3→REMO-ENS, vgl. Tab. 3) für die Wassertemperatur: longitudinale Entwicklung des Maximums, Mittelwertes und Minimums der Wassertemperatur Werte dargestellt als Jahresmittelwert. Für die Bestimmung der Maximal- und Minimalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt. Die schwarzen Linien zeigen die Referenz, die roten die nahe und die lila-farbenen Linien die ferne Zukunft. Ansatz 1.



**Abb. IV:** Häufigkeitsverteilung der Wassertemperatur als Tagesmittelwert bei Rhein-km 860. Überblick der Werte aller Modellketten (definiert in Tabelle 3) für den Referenzzeitraum, die nahe Zukunft und die ferne Zukunft. Ansatz 1.

**Tab. IV:** Simulationsergebnisse aller Modellketten (definiert in Tab. 3) für die Wassertemperatur: dargestellt als Delta-Wert zwischen Projektions- und Referenzperiode: Mittelwert und Maximum der Vegetationsperiode (März – Oktober) jeder Modellkette bei Koblenz (Rhein-km 590), Rhein-km 460 und am Niederrhein (Rhein-km 860). Für die Bestimmung der Maximalwerte wurden die Werte für jedes simulierte Jahr gemittelt.

Wassertemperatur [°C]	Mittel	Mittel	Maximum	Maximum
Messwerte	17,4	17,4	26,6	24
Nahe Zukunft	Rhein-km 590	Rhein-km 860	Rhein-km 590/ 460	Rhein-km 860
1 Nahe Zukunft - Mittel	- 0,2	- 0,1	- 0,5/ - 0,4	- 0,5
2 Nahe Zukunft - oberer Rand	- 0,2	- 0,2	- 0,5/ - 0,5	- 0,3
3 Nahe Zukunft - unterer Rand	+ 0,1	+ 0,1	- 0,1/ - 0,1	- 0,1
Ferne Zukunft				
1 Ferne Zukunft - Mittel	+ 1	+ 1	+ 1,4/ + 1,5	+ 1,2
4 Ferne Zukunft - oberer Rand	+ 0,8	+ 0,8	+ 1,4/ + 1,4	+ 1,2
5 Ferne Zukunft - unterer Rand	+ 1,3	+ 1,3	+ 1,5/ + 1,8	+ 1,5

## Verwendete QSim-Parametereinstellungen

**Tab. V:** Verwendete QSim-Parametereinstellungen Rheinmodell

Parameter	Einheit	Grün-/ Kiesel- / Blaualgen
Verhältnis Biomasse/Chlorophyll	$\mu\text{g Chla/mgBiom.}$	21,5
maximale Wachstumsrate	1/d	1,8/ 1,6/ 1,0
Lichtsättigung für Photosynthese	$\mu\text{E}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$	88 / 39 / 34
Halbsättigungskonstante Stickstoff (N)	mg/l	0,048 / 0,018 / 0,02
Halbsättigungskonstante Phosphat (P)	mg/l	0,022 / 0,02 / 0,02
Halbsättigungskonstante Silizium (Si)	mg/l	- / 0,08 /
Grundrespirationsrate	1/d	0,085
Anteil der vom Wachstum abhängigen Resp.	-	0,2
maximaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,049 / 0,1 / 0,085
maximaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,012 / 0,009 / 0,007
maximaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
minimaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,008 / 0,017 / 0,014
minimaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,0016 / 0,0011 / 0,0009
minimaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
maximale N-Aufnahmerate	1/d	0,09 / 0,31 / 0,31
maximale P-Aufnahmerate	1/d	0,69 / 0,62 / 0,62
maximale Si-Aufnahmerate	1/d	- / 2,5/ -
minimale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,3
maximale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,8
Absorptionskoeffizient für Gelbstoffe 440 nm		0,75
<b>Zooplankton (Rotatorien)</b>		
Max. gewichtsspez. Algenaufn.rate der Rotatorien	$\mu\text{gC}\cdot\mu\text{gC}^{-2/3}\cdot\text{d}^{-1}$	2,9
Halbsättigungskonst. für Futteraufn. der Rotatorien	mg/l	0,43
Trockengewicht einer Rotatorie	$\mu\text{g}$	0,3
Grundrespirationsrate Rotatorien	1/d	0,03
Filtrierbarkeit der Kieselalgen	Zwischen 0 und 1	0,6
Filtrierbarkeit der Grünalgen	Zwischen 0 und 1	0,8
Filtrierbarkeit der Blaualgen	Zwischen 0 und 1	0,1

**Tab. VI:** Verwendete QSim-Parametereinstellungen Elbmodell

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

Parameter	Einheit	Grün-/ Kiesel- / Blaualgen
Verhältnis Biomasse/Chlorophyll	$\mu\text{g Chla}/\text{mgBiom.}$	21,5
maximale Wachstumsrate	1/d	1,6/ 1,3/ 1,0
Lichtsättigung für Photosynthese	$\mu\text{E}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$	250 / 170 / 34
Halbsättigungskonstante Stickstoff (N)	mg/l	0,048 / 0,018 / 0,02
Halbsättigungskonstante Phosphat (P)	mg/l	0,022 / 0,02 / 0,02
Halbsättigungskonstante Silizium (Si)	mg/l	- / 0,08 / -
Grundrespirationsrate	1/d	0,085
Anteil der vom Wachstum abhängigen Resp.	-	0,2
maximaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,049 / 0,1 / 0,085
maximaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,012 / 0,009 / 0,007
maximaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
minimaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,008 / 0,017 / 0,014
minimaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,0016 / 0,0011 / 0,0009
minimaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
maximale N-Aufnahmerate	1/d	0,09 / 0,31 / 0,31
maximale P-Aufnahmerate	1/d	0,69 / 0,62 / 0,62
maximale Si-Aufnahmerate	1/d	- / 2,5/ -
minimale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,3
maximale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,8
Absorptionskoeffizient für Gelbstoffe 440 nm		0,75
<b>Zooplankton (Rotatorien)</b>		
Max. gewichtsspez. Algenaufn.rate der Rotatorien	$\mu\text{gC}\cdot\mu\text{gC}^{-2/3}\cdot\text{d}^{-1}$	2,9
Halbsättigungskonst. für Futteraufn. der Rotatorien	mg/l	0,43
Trockengewicht einer Rotatorie	$\mu\text{g}$	0,3
Grundrespirationsrate Rotatorien	1/d	0,03
Filtrierbarkeit der Kieselalgen	Zwischen 0 und 1	0,6
Filtrierbarkeit der Grünalgen	Zwischen 0 und 1	0,8
Filtrierbarkeit der Blaualgen	Zwischen 0 und 1	0,1

**Tab. VII:** Verwendete QSim-Parametereinstellungen Modell Berlin T2

Parameter	Einheit	Grün-/ Kiesel- / Blaualgen
Verhältnis Biomasse/Chlorophyll	$\mu\text{g Chla}/\text{mgBiom.}$	21,5
maximale Wachstumsrate	1/d	1,8 / 1,6/ 1,0
Lichtsättigung für Photosynthese	$\mu\text{E}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$	211 / 80 / 34
Halbsättigungskonstante Stickstoff (N)	mg/l	0,048 / 0,018 / 0,02
Halbsättigungskonstante Phosphat (P)	mg/l	0,022 / 0,02 / 0,02
Halbsättigungskonstante Silizium (Si)	mg/l	- / 0,08 /
Grundrespirationsrate	1/d	0,085
Anteil der vom Wachstum abhängigen Resp.	-	0,2
maximaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,049 / 0,1 / 0,085
maximaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,012 / 0,009 / 0,007
maximaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
minimaler N-Gehalt	mg/mgBio	0,008 / 0,017 / 0,014
minimaler P-Gehalt	mg/mgBio	0,0016 / 0,0011 / 0,0009
minimaler Si-Gehalt	mg/mgBio	- / 0,18/ -
maximale N-Aufnahmerate	1/d	0,09 / 0,31 / 0,31
maximale P-Aufnahmerate	1/d	0,69 / 0,62 / 0,62
maximale Si-Aufnahmerate	1/d	- / 2,5/ -
minimale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,3
maximale O <sub>2</sub> -Produktion	mg/mgBio	1,8
<b>Zooplankton (Rotatorien)</b>		
Max. gewichtsspez. Algenaufn.rate der Rotatorien	$\mu\text{gC}\cdot\mu\text{gC}^{-2/3}\cdot\text{d}^{-1}$	2,9
Halbsättigungskonst. für Futteraufn. der Rotatorien	mg/l	0,43
Trockengewicht einer Rotatorie	$\mu\text{g}$	0,3
Grundrespirationsrate Rotatorien	1/d	0,03
Filtrierbarkeit der Kieselalgen	Zwischen 0 und 1	0,5
Filtrierbarkeit der Grünalgen	Zwischen 0 und 1	0,8
Filtrierbarkeit der Blaualgen	Zwischen 0 und 1	0,075
<b>Nitrifikanten</b>		
maximale Wachstumsrate Nitrosomonas	1/d	0,78
Halbsättigungskonstante Nitrosomonas	mg NH <sub>4</sub> -N/l	0,73
Absterberate Nitrosomonas	1/d	0,1
maximaler Umsatz Nitrosomonas	g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·l)	2,4
Halbsättigungskonstante sessiler Nitros.	mg NH <sub>4</sub> -N/l	3,7
maximale Wachstumsrate Nitrobacter	1/d	1,1
Halbsättigungskonstante Nitrobacter	mg NO <sub>2</sub> -N/l	1,3
Absterberate Nitrobacter	1/d	0,1
maximaler Umsatz Nitrobacter	g NO <sub>2</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·l)	4,9
Halbsättigungskonstante sessiler Nitrob.	mg NO <sub>2</sub> -N/l	1,2
<b>Sediment</b>		
NH <sub>4</sub> -Umsatzgeschwindigkeit im Sediment	m/d	1
Denitrifikationsgeschwindigkeit im Sediment	m/d	1

#### Weitere Berechnungsoptionen Modell Berlin T2:

- Transportgleichung: QUICKEST Verfahren (finite Volumen Verfahren)
- Dispersionskoeffizient nach Deng (2001):  
$$dx = (0.15/8 * Dy) * (v/u)^2 * (B/H)^{1,67}$$
- Schiffsverkehr: überall aktiviert außer in den ausgeprägten Fluss-  
Seenstrecken (Kladow, PHv)
- 1D / quasi 2D: alle Stränge 1D
- Sonstige Module: keine aktiviert (Dreissena, Makrophyten)
- Wetterstationen: Datengrundlage für alle Stränge: Potsdam Nord (DWD)

#### Verwendete Programmversionen:

- HYDRAX 5.0.11
- QSim 13.1 (19.02.2014)
- GERRIS 1.6 (12)
- Office 2003

#### *Weiterführende Informationen zu Modell Berlin*

#### **Abfluss-Datenaufbereitung Modell Berlin**

Die Datenaufbereitung erfolgte in drei Hauptschritten:

**Schritt 1:** gleiche Bezüge für alle verwendeten Modelle (Pegel, Zeitschritt, Bewirtschaftung), Ziel: bewirtschafteter Abfluss (Q) für Ketzin (=unterer Modellrand, UHW-km 34)

**Schritt 2:** Quantile Mapping (quantitativer Faktor), Ziel: Klimawandelsignal relativ zu Vergleichszeitraum (VZ) für Ketzin spezifisch für Ketten und Perioden nahe Zukunft (NZ), ferne Zukunft (FZ) (KRef)

**Schritt 3:** Anteile der Hauptzuflüsse (relativer Faktor), Ziel: spezifische Änderung der Abflussanteile spezifisch für Pegel, Monate und Perioden unter Verwendung des Bewirtschaftungsszenarios Basis aus WaWi 1. und 2. Teil, Annahme: Anteilsänderungen für alle Ketten wie Echam5r3\_REMO (deutsche Kette)

Die folgenden Abbildungen geben eine schematische Übersicht über die einzelnen Operationen, die während der Datenaufbereitung angewandt wurden.



**Abkürzungen:** nat.: natürlich, bew.: bewirtschaftet

REG: Regression für Umrechnung Pegel Havelberg/Ketzin

BEW: Umrechnung bewirtschaftete/unbewirtschaftetes Q Pegel Ketzin (nach ArcEGMO)

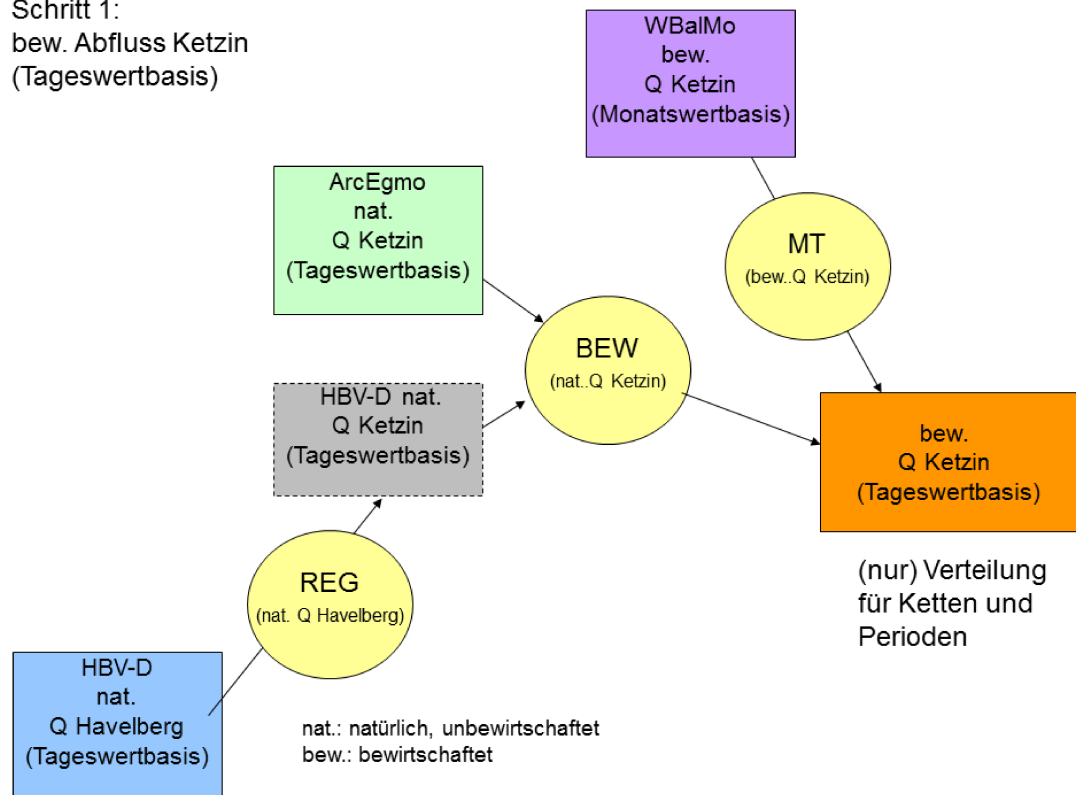
MT: Umrechnung Monatswerte in Tageswerte

QM: quantitative Klimawandel-Faktor

ANT: monatsweiser kettenspezifischer Anteil der einzelnen Eingangspegel am Ausgangspegel Ketzin

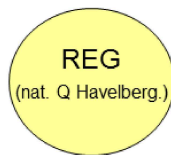
Schritt 1:

bew. Abfluss Ketzin  
(Tageswertbasis)

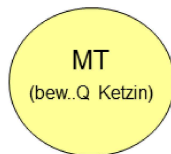


mit:

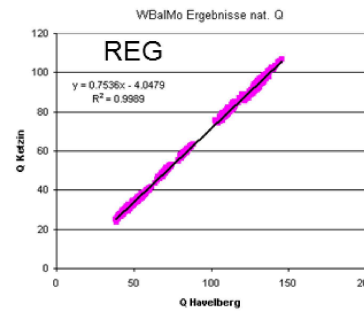
REG(nat. Q Havelberg)



MT(bew..Q Ketzin)

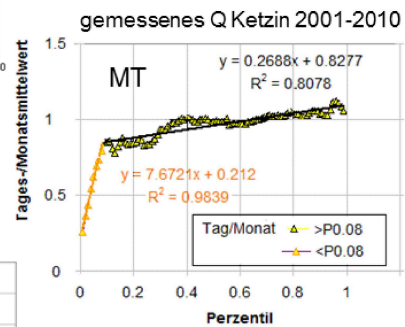
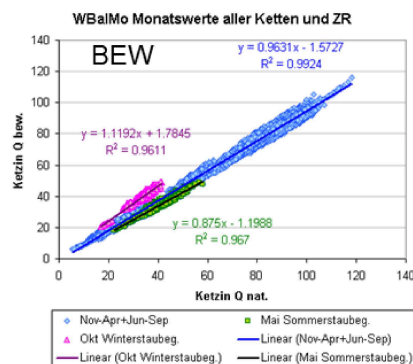


BEW(nat..Q Ketzin)



Havelberg -> Ketzin

Verteilungen der Monatswerte -> Tageswerte

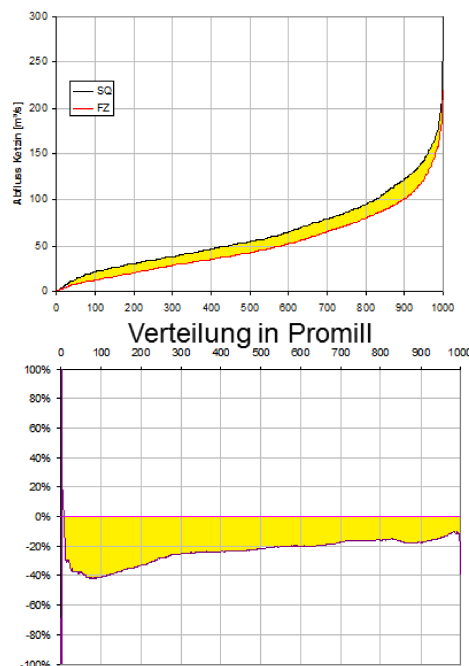


natürlich -> bewirtschaftet

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

## Schritt 2: Quantile Mapping (Tageswertbasis)

bewirtschafteter  
Q Ketzin  
(Tageswertbasis)



Q-Verteilung im  
Vergleichszeitraum und  
in der Fernen Zukunft

Faktor zwischen  
Orig. Q und  
gemapptem Q

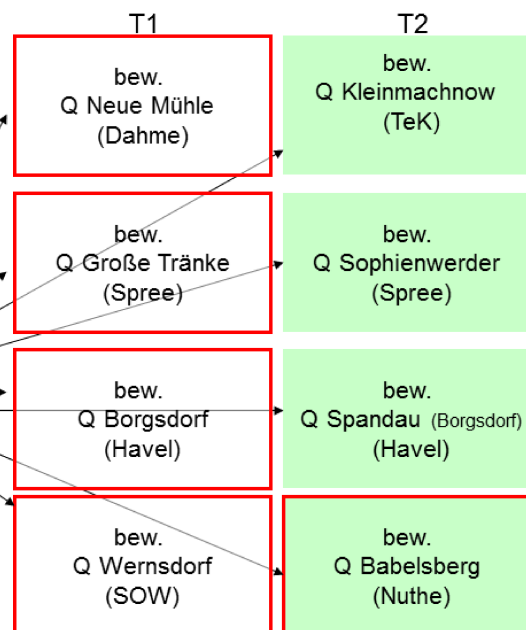
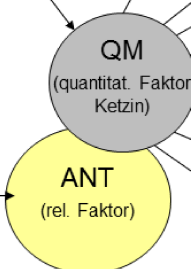


## Schritt 3: Haupteingangspegel (Tageswertbasis) aus Ausgangspegel Ketzin ableiten

bew.  
Q Ketzin  
(gemappte Daten ,  
Modelljahre 2001-2010)


bew. Q Neue Mühle (Dahme)	bew. Q Kleinmachnow (TeK)
bew. Q Große Tränke (Spree)	bew. Q Sophienwerder (Spree)
bew. Q Borgsdorf (Havel)	bew. Q Spandau (Borgsdorf) (Havel)
bew. Q Wernsdorf (SOW)	bew. Q Babelsberg (Nuthe)


Tageswerte  
der jew. gemess. Pegelreihe  
(Modelljahre)



Tageswerte  
der jew. gemappten Pegelreihen

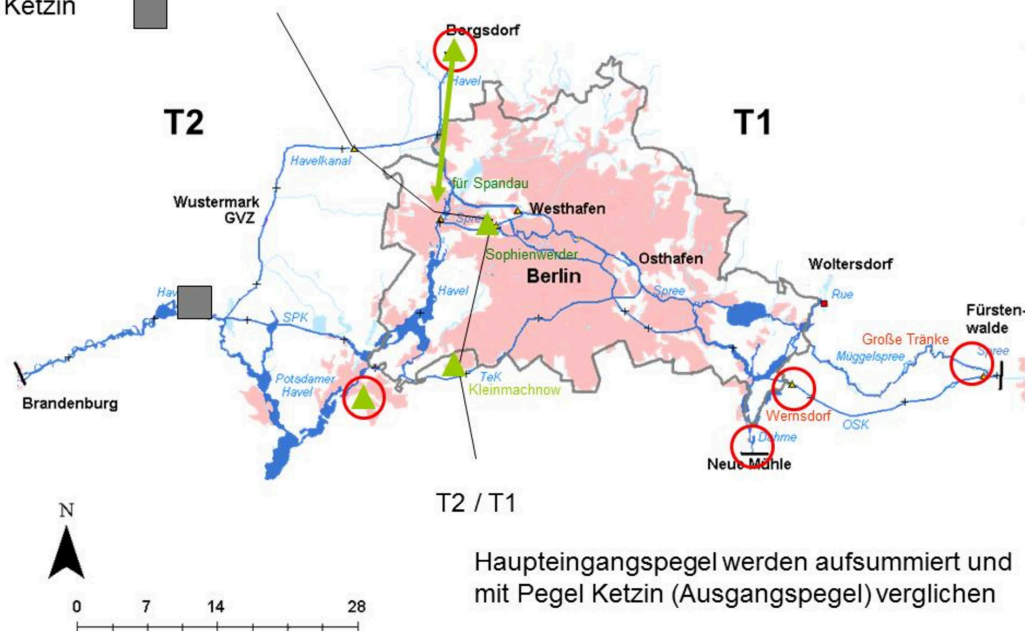
Rot umrandet: Summe 1 Rand  
Grün ausgefüllt: Summe 2 Mitte

Summe 1  steht für T1 (östl. Modellgebietsteil) plus Nuthe

Summe 2  steht für T2 (westl. Modellgebietsteil)

Ketzin 

Klimabedingte  
Änderung des  
Stoffhaushalts  
und der Algen-  
entwicklung in  
Bundeswasser-  
straßen

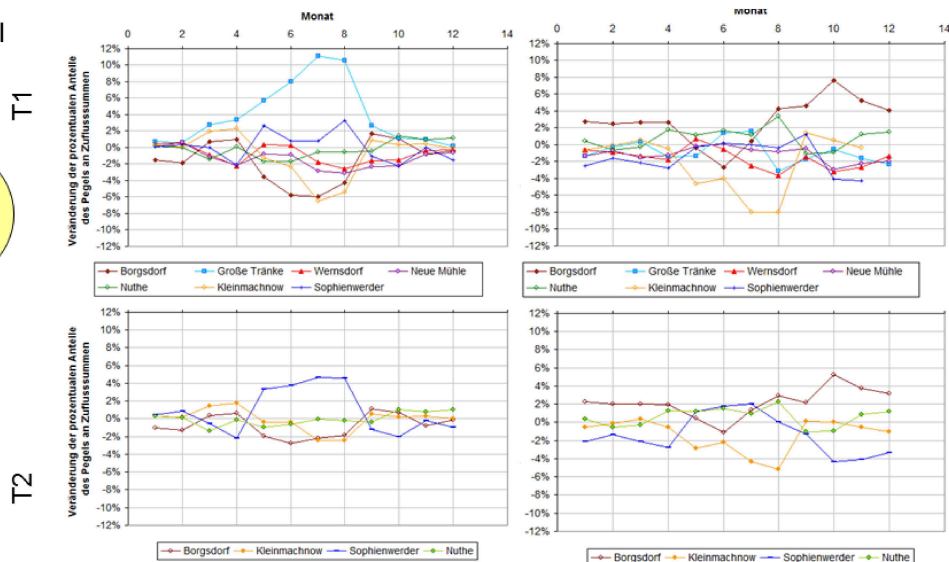


Anteile der  
Hauptein-  
gangspegel  
(Tages-  
wertbasis)

ANT  
(bew.Q Ketzin)

Nahe Zukunft

Ferne Zukunft



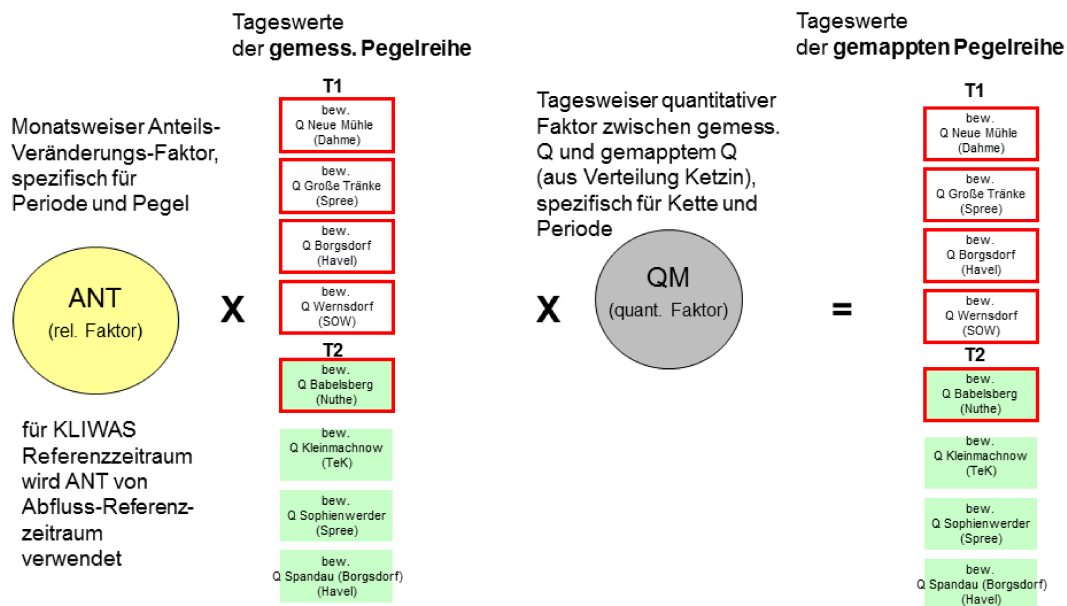
**relativer Faktor** =

jeweiliger monatsweiser Anteils-Änderungs-Faktor für Zeitraum und Pegel (Grundlage bewirtschaftete Abflüsse für Ketzin, **deutsche Kette ECHAM5r3\_REMO**, bzgl. Summe 1 (T1) bzw. 2 (T2), Daten: WBaIMo, WaWi 2. Teil)

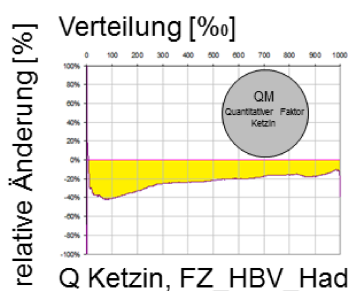
für KLIWAS-Referenz wird Q-Aufteilung des Vergleichszeitraumes angenommen.

## 1. Relative Anpassung der Zeitreihen:

## 2. quantitative Anpassung der Zeitreihen:

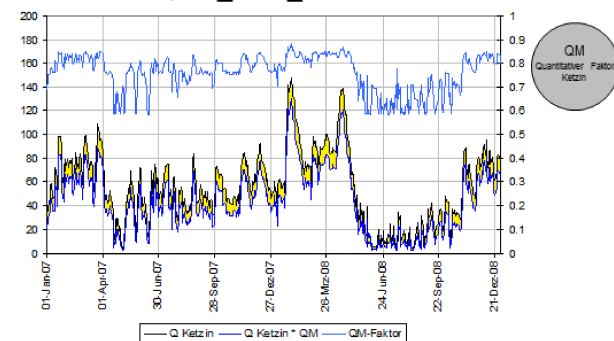


### Beispiel:



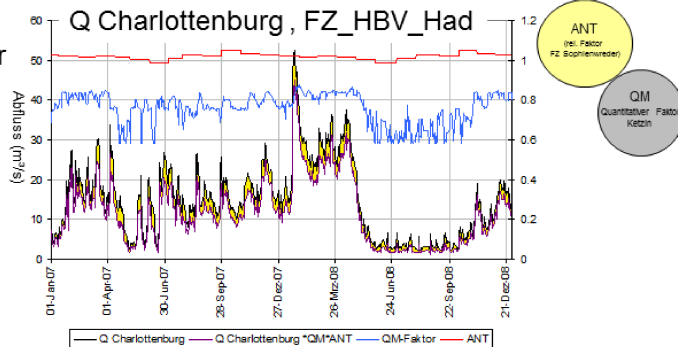
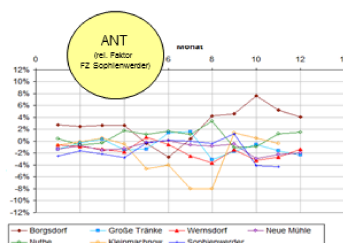
### Tageweise Übertragung auf Zeitreihe

#### Q Ketzin, FZ\_HBV\_Had



### Beispiel:

#### Charlottenburg / Sophienwerder



## Liste der Randbedingungen in Modellgebiet T2 Berlin (nach Gruppe)

Gruppe	Randbedingung	Einheit	Mittelwert 2001-2010
W	OP Schleuse Brandenburg	m	29.26
Q	Charlottenburg	m³/s	26.83
	Spandau	m³/s	11.62
	Kleinmachnow	m³/s	8.72
	Schleuse Schönwalde	m³/s	0.16
	Nuthe	m³/s	7.52
	Emster Kanal	m³/s	4.97
Einleitung	VW Jungfernheide	m³/s	0.020
	HKW Reuter Einleitung	m³/s	3.657
	HKW Reuter West Einleitung	m³/s	0.196
Kläranlagen	KA Ruhleben	m³/s	1.341
	KA Potsdam	m³/s	0.126
	KA Satzkorn	m³/s	0.001
	KA Wansdorf	m³/s	0.423
	KA Roskow	m³/s	0.040
	KA Stahnsdorf	m³/s	0.632
	KA Kempnitz	m³/s	0.059
Pumpwerke	PW Zeestow	m³/s	0.637
	PW Hoppenrade	m³/s	0.001
	PW Buchow-Karpzow	m³/s	0.000
	PW Falkenrehde	m³/s	0.011
	PW Paaren	m³/s	0.001
	PW Paretz	m³/s	0.028
	PW Glindow	m³/s	0.009
Entnahmen	VW Tiefwerder	m³/s	0.298
	HKW Reuter Entnahme	m³/s	3.657
	HKW Reuter West Entnahme	m³/s	0.196
	VW Kladow	m³/s	0.083
	VW Beelitzhof	m³/s	0.639
	OWA Beelitzhof	m³/s	0.132
	VW Nedlitz	m³/s	0.047
	VW Potsdam Leipziger Straße	m³/s	0.135
Wetterst. Potsdam	Niederschlag	mm/d	1.688
	Verdunstung	mm/d	-2.589

Daneben wurden für 15 Gewässerabschnitte entsprechend ihrer Oberflächenausdehnung jeweils Niederschlag und Verdunstung (potenzielle Verdunstung über Wasser) nach den Tagesdaten der Wetterstation Potsdam berücksichtigt (als „kontinuierliche“ Einleitung entlang des Gewässerabschnittes, Datengrundlage:

Datenreihen Gruppe Wetterstation Potsdam, DWD). Diese Datenreihen wurden auch für KLIWAS-Szenarien nicht geändert, da die entsprechend geänderten Werte der potenziellen Verdunstung nicht zur Verfügung standen.





**Bundesanstalt für Wasserbau**  
Kompetenz für die Wasserstraßen

**Bundesanstalt für Wasserbau  
(BAW)**

Kußmaulstraße 17  
76187 Karlsruhe

[www.baw.de](http://www.baw.de)  
[info@baw.de](mailto:info@baw.de)

**Bundesamt für Seeschifffahrt  
und Hydrographie (BSH)**

Bernhard-Nocht-Straße 78  
20359 Hamburg

[www.bsh.de](http://www.bsh.de)  
[posteingang@bsh.de](mailto:posteingang@bsh.de)



**BUNDESAMT FÜR  
SEESCHIFFFAHRT  
UND  
HYDROGRAPHIE**



**Deutscher Wetterdienst (DWD)**

Frankfurter Straße 135  
63067 Offenbach/Main

[www.dwd.de](http://www.dwd.de)  
[info@dwd.de](mailto:info@dwd.de)

**Bundesanstalt für  
Gewässerkunde (BfG)**

Am Mainzer Tor 1  
56068 Koblenz

[www.bafg.de](http://www.bafg.de)  
[posteingang@bafg.de](mailto:posteingang@bafg.de)



## IMPRESSUM

### Herausgeber:

Bundesanstalt für Gewässerkunde  
KLIWAS Koordination  
Am Mainzer Tor 1  
Postfach 20 02 53  
56002 Koblenz  
Tel.: 0261 / 1306-0  
Fax: 0261 / 1306-5302  
E-Mail: [kliwas@bafg.de](mailto:kliwas@bafg.de)  
Internet: <http://www.kliwas.de>

**Redaktion:** KLIWAS-Koordination  
Bundesanstalt für Gewässerkunde

**Autoren:** Paulin Hardenbicker, Anette Becker,  
Helmut Fischer

**Layout:** Christin Hantsche und Tobias Knapp,  
Bundesamt für Seeschifffahrt  
und Hydrographie - Rostock

**Druck:** Bundesanstalt für Gewässerkunde

**DOI:** 10.5675/Kliwas\_49/2014\_5.02